

## University of Groningen

### Effectiviteit van natuurbeheer

Bakker, Jan P.

**IMPORTANT NOTE:** You are advised to consult the publisher's version (publisher's PDF) if you wish to cite from it. Please check the document version below.

*Document Version*

Publisher's PDF, also known as Version of record

*Publication date:*

2012

[Link to publication in University of Groningen/UMCG research database](#)

*Citation for published version (APA):*

Bakker, J. P. (2012). *Effectiviteit van natuurbeheer*. Raad voor de Leefomgeving en Infrastructuur.

**Copyright**

Other than for strictly personal use, it is not permitted to download or to forward/distribute the text or part of it without the consent of the author(s) and/or copyright holder(s), unless the work is under an open content license (like Creative Commons).

The publication may also be distributed here under the terms of Article 25fa of the Dutch Copyright Act, indicated by the "Taverne" license. More information can be found on the University of Groningen website: <https://www.rug.nl/library/open-access/self-archiving-pure/taverne-amendment>.

**Take-down policy**

If you believe that this document breaches copyright please contact us providing details, and we will remove access to the work immediately and investigate your claim.

Downloaded from the University of Groningen/UMCG research database (Pure): <http://www.rug.nl/research/portal>. For technical reasons the number of authors shown on this cover page is limited to 10 maximum.

## **Effectiviteit van natuurbeheer**

Jan P. Bakker

Community and Conservation Ecology  
Centre for Ecological and Evolutionary Studies  
Rijksuniversiteit Groningen  
Postbus 11103  
9700 CC Groningen

## Inhoudsopgave

<b>Samenvatting</b> .....	3
<b>1. Inleiding</b> .....	6
<i>Waarom natuurbeheer?</i> .....	6
<i>Effecten van beheer tot nu toe, successen en tegenvallers</i> .....	9
<b>2. Vraagstelling om effectiviteit te vergroten</b> .....	12
<b>3. Knelpunten bij natuurbeheer gericht op behoud van biotopen</b> .....	13
<i>Beheer van beweiden, maaien, plaggen in bestaande biotopen</i> .....	13
<i>Vermesting en verzuring</i> .....	16
<i>Verdroging</i> .....	18
<i>Successie</i> .....	19
<i>Versnippering</i> .....	20
<b>4. Herstel van bestaande en creëren van nieuwe biotopen, succes en beperkingen</b> .....	22
<i>Ontgronden</i> .....	22
<i>Beweiden</i> .....	24
<i>Niets doen</i> .....	25
<i>Vergroten</i> .....	26
<i>Van standplaats tot landschap</i> .....	28
<i>Natuurlijke dynamiek</i> .....	29
<i>Vernatten</i> .....	31
<i>Herintroductie</i> .....	33
<i>Voedselweb</i> .....	34
<b>5. Inventarisatie van grote ingrepen</b> .....	35
<b>6. Ecosysteemdiensten</b> .....	37
<b>7. Organisatie van natuurbeheer</b> .....	40
<i>Beheertypen natuur en landschap</i> .....	40
<i>Kosten van beheer</i> .....	42
<i>Monitoring</i> .....	45
<i>Inrichting en realisatie EHS</i> .....	48
<b>8. Conclusies en aanbevelingen</b> .....	52
<i>Prioriteiten</i> .....	52
<i>EHS en daarbuiten</i> .....	55
<i>Ecosysteemdiensten</i> .....	56
<i>Sturing door de overheid</i> .....	57
<i>Monitoring</i> .....	57
<i>Organisatie van beheer</i> .....	58
<i>Kenniscentrum</i> .....	58
<b>9. Antwoorden op de vraagstelling om effectiviteit te vergroten</b> .....	61
<b>Dankwoord</b> .....	64
<b>Literatuur</b> .....	65

## Samenvatting

Deze nota is geschreven naar aanleiding van de vraag naar de effectiviteit van natuurbeheer door de Raad voor de Leefomgeving en Infrastructuur en in het bijzonder de vraag: 1) kan (natuur)beheer effectiever (en misschien goedkoper) in grotere eenheden, 2) wat is het effect van, en de kostenbesparing op beheer als er grote, eenmalige inrichtingsmaatregelen genomen zijn.

In de **Inleiding** (1) wordt aangegeven waarom onze huidige natuur het product is van menselijke activiteiten: echte wildernis bestaat niet meer in Nederland, behalve op de Noordzee. De halfnatuurlijk landschappen worden gewaardeerd vanwege de landschappelijke en cultuurhistorische kwaliteiten en de (Rode Lijst) soorten die er voorkomen. Beheer van bestaande natuurterreinen en het creëren van nieuwe natuur wordt uitgevoerd voor behoud en herstel van deze waarden. Daarnaast worden pogingen ondernomen om 'nieuwe' wildernissen te ontwikkelen. De resultaten zijn vaak goed, maar ze vallen ook wel eens tegen. Daarom wordt in de **Vraagstelling** (2) een aantal vragen geformuleerd naar de effectiviteit van natuurbeheer in relatie tot de beleidsdoelstellingen voor natuur en natuurfuncties (zoals recreatie).

Tot in de zeventiger jaren van de vorige eeuw ging natuurbeheer om het behoud van waarden in bestaande natuur middels beweiden, maaien, plaggen. Het ging vooral om voorzetten van de landbouwkundige activiteiten die hadden geleid tot de waardevolle halfnatuurlijk landschappen. Deze strategie werd gevolgd omdat bleek dat niets doen, het staken van het landgebruik, leidde tot successie en teloorgang van bestaande waarden. Naast successen, werden beheerders regelmatig geconfronteerd met onverwacht verlies van planten en dieren. Deze **Knelpunten bij natuurbeheer gericht op behoud van biotopen** (3) bleken veroorzaakt te worden door de invloed van de omgeving, vooral door intensivering van het landgebruik, met name processen zoals vermessing, verzuring, verdroging en versnippering veroorzaakten deze verliezen.

Vanaf de zeventiger jaren werd naast het beheer van bestaande natuurterreinen, gewerkt aan natuurontwikkeling, dat wil zeggen nieuwe natuur, vooral in voormalige landbouwgebieden. In **Herstel van bestaande en creëren van nieuwe biotopen, succes en beperkingen** (4) worden de resultaten beschreven van experimenteel onderzoek naar de effecten van ontgronden, beweiden, niets doen, vergroten van natuurgebieden, natuurlijke dynamiek en vernatten. De betekenis van de rol van herintroductie van soorten, de rol van het voedselweb en het denken op een ander schaalniveau van standplaats (perceel) naar landschap wordt benadrukt. Er worden successen geboekt in de vorm van nieuwe landschappen en een aantal Rode Lijst-soorten kan van de Lijst worden afgevoerd. Door onderzoek wordt ook steeds duidelijker waarom maatregelen niet altijd het beoogde effect hebben. Vermesting via de bodem en atmosferische depositie, ongunstige samenstelling van het water na vernatten, te kleine biotopen, ontbreken van soorten, maken dat het effect van de maatregelen niet altijd succesvol is.

De vraag of eenmalige grote ingrepen leiden tot minder kosten dan regulier beheer wordt nagegaan door een **Inventarisatie van grote ingrepen** (5). Om te voorkomen dat na een ingreep ongewild bos ontstaat, is bijna altijd regulier vervolfbeheer nodig en men loopt vaak tegen de bovengenoemde beperkingen. De winst voor soorten en landschap is echter groot, omdat wordt uitgegaan van landbouwgebied.

Het landschap en de daarin voorkomende soorten kunnen ook een rol vervullen bij verschillende **Ecosysteemdiensten** (6). Overloopgebied, kustverdediging en een aantrekkelijk landschap voor recreatie zijn bekende voorbeelden. Een punt van discussie is dat de opbrengsten die gerelateerd zijn aan natuur niet altijd terecht komen bij degene die de kosten maakt om de natuur te beheren.

In de **Organisatie van natuurbeheer** (7) heeft men te maken met de kosten van beheer. Via de standaardkostprijs wordt rond 80% voor het standaardbeheer vergoed, maar dit dekt niet meer dan ongeveer de helft van de totale kosten die eigenaren hebben als natuurbeheerorganisatie. Weinig beheertypen hebben een standaardkostprijs boven € 1000/ha/jaar (Veenmosrietland en moerasheide 500 ha, Trilveen 60 ha, Vochtige

schraallanden 2200 ha, Vochtige hakhout en Middenbos 1000 ha). Het zijn beheertypen met een slechte toegankelijkheid, waarbij de (grond)waterhuishouding een belangrijke rol speelt. Veel beheertypen hebben een standaardkostprijs lager dan € 200/ha/jaar. De Natura 2000-doelen (habitattypen en soorten) kunnen in meerdere van de 47 beheertypen voorkomen. De effecten van beheer worden vastgelegd door middel van monitoring. Alle verschillende gegevens verzameld door provincies, beheerders en vrijwilligers gaan uiteindelijk naar de Gegevensautoriteit Natuur GAN. Deze gegevens worden ingezet om zowel het gevoerde beheer als het beleid te beoordelen. Daarvoor worden zowel vlakdekkende gegevens (karteringen) als jaarlijks verzamelde steekproeven gebruikt. Het Centraal Bureau voor de Statistiek (CBS) bijvoorbeeld gebruikt de gegevens om trends in het verloop van soorten vast te stellen en het Planbureau voor de Leefomgeving (PBL) toetst en evalueert hiermee Nederlands en Europees beleid. De inrichting en realisatie van de EHS is nog niet altijd in overeenstemming met de gestelde doelen. Het Kennisnetwerk Ontwikkeling + Beheer Natuurkwaliteit. (OBN) ontsluit, ontwikkelt, verspreidt en benut kennis over natuurherstel ten behoeve van Natura 2000, Programmatische Aanpak Stikstof (PAS), leefgebiedenbenadering en ontwikkeling van nieuwe natuur.

De **Conclusies en aanbevelingen** (8) zijn in zeven punten samengevat.

- 1) *Prioriteiten.* Veel reservaten zijn klein en ondervinden negatieve invloeden van buiten. Daarom zijn prioriteiten voor effectief natuurbeheer in de volgorde 1) vergroten door verwerven, 2) verbeteren van milieucondities, 3) beheer. Versterk de effectiviteit van beheer door altijd vier hoofd elementen in samenhang aan te pakken: nutriënten (verschraal indien nodig voorafgaand aan beheer), water (voldoende kwantiteit en kwaliteit), bron van doelsoorten (bronzpopulaties, zaadvoorraad of herintroductie), structuur van de vegetatie. Al deze aspecten kunnen alleen goed worden gerealiseerd in grote terreinen, vandaar de prioriteit voor het vergroten van gebieden. De prioriteiten voor effectief natuurbeheer worden in Engeland gerangschikt volgens beter beheer van bestaande gebieden > grotere gebieden > meer gebieden > verbeteren van verbinding tussen gebieden. Wellicht gaat dit op in Engeland waar door meer reliëf dan in Nederland, bestaande gebieden een eigen regionale grondwaterhuishouding hebben en bovendien worden omgeven door een minder intensieve landbouw. Bij de vergelijking van beheer is de conclusie dat niets doen, (extensief) beweiden en hooien leiden tot verschillende onvergelykbare systemen en daarin voorkomende soorten. In grote landschappelijke eenheden leidt de combinatie van niets doen, beweiden en hooien tot de grootste aantallen planten en dieren, inclusief Rode Lijstsoorten. Als één beheermaatregel wordt gekozen is de volgorde van meer naar minder soorten 1) beweiden, 2) hooien, 3) niets doen. Dit moet echter altijd in samenhang met het verbeteren van de milieucondities en hydrologische processen worden gezien. Beweiden in zeer voedselrijke droge gebieden bijvoorbeeld leidt tot grotere aantallen algemene soorten en maar zeer beperkt tot de vestiging van zeldzame soorten. Beweiden met veel dieren per ha leidt tot het verdwijnen van structuur in de vegetatie en daarmee verlies aan soorten planten en dieren.
- 2) *EHS en daarbuiten.* Beheren op landschapsschaal is het meest effectief in termen van doelbereik, kostenbeheersing, mogelijkheden om op veranderingen in te spelen en het koppelen van natuur- en andere belangen. Beheer kan niet eigenstandig elke uitkomst bieden en vasthouden, maar wel ontwikkelingen sturen. Natuurbeheer is binnen grenzen effectief gebleken. Van veel soorten is bekend welke maatregelen nodig zijn om ze te beschermen en op welke plaatsen in het landschapsecologisch verband deze maatregelen daadwerkelijk tot herstel leiden. Er is nog maar een begin gemaakt met het effectief beheer van de ruimte buiten de EHS, zoals wegbermen, slootkanten en stadsparken. Hier valt met beperkte kosten veel te winnen voor het netwerk van natuur in Nederland. Het is mogelijk om goede ruimtelijke keuzes te maken waar kostbaar natuurbeheer het meest effectief en noodzakelijk is voor de bescherming van planten en dieren in Nederland en waar goedkopere alternatieven mogelijk zijn.
- 3) *Ecosysteemdiensten en natuur.* Inbedding van natuurbeheer in een breder raamwerk van ecosysteemdiensten geeft een goed uitgangspunt om inspanningen op het gebied van

natuurbeheer en andere ingrepen in het landelijk gebied op elkaar af te stemmen. Dit raamwerk biedt tevens de kans om opbrengsten en kosten van natuurbeheer beter bij elkaar te laten aansluiten.

- 4) *Sturing door de overheid.* Een deel van de mogelijkheden om de effectiviteit van natuurbeheer te verhogen blijft onbenut door te grote vrijblijvendheid in het natuurbeleid. In veel gevallen is bekend wat nodig is voor natuurherstel, maar vindt uitvoering niet plaats omdat één of enkele cruciale partners om hen moverende redenen niet mee willen werken.
- 5) *Monitoring.* De effectiviteit van natuurbeheer en -beleid moet worden vastgesteld en zo nodig aangepast aan de hand van monitoring. Meet de elementen nutriënten, water, bron van doelsoorten, structuur van de vegetatie en de landschappelijke kwaliteit om de noodzakelijke maatregelen te bepalen voorafgaand aan beheer of als inzet voor verhoging van de kwaliteit in bestaande gebieden. De overheid moet de beheerders, organisaties die monitoren en de Gegevensautoriteit Natuur (GaN) vragen om meetdoelen en meetmethoden voor natuurgebieden, en provinciaal, landelijk en Europees beleid op elkaar af te stemmen.
- 6) *Organisatie van beheer.* Het natuurbeheer door grote terreinbeherende organisaties wordt voor ongeveer de helft gedekt door de standaardkostprijs voor beheer. De rest wordt uit de markt gehaald. De eigenaren zijn veel tijd kwijt aan administratieve lasten. Er moet gezocht worden naar wegen om de grote hoeveelheid administratieve ballast voor alle eigenaren terug te dringen. Een uitruil van gebieden of sterkere samenwerking over grenzen van organisaties en (particulier) eigendom heen, levert synergie op en biedt mogelijkheden om het beheer van een gebied te optimaliseren.
- 7) *Kenniscentrum.* Het model van evidence-based management van het Centre for Evidence-Based Conservation biedt goede aanknopingspunten om de academische, beleids- en beheerderswereld in het natuurbeheer dichterbij elkaar te brengen. De kleine schaal van een aantal eigenaren en de overdracht van de verantwoordelijkheid voor natuurbeheer naar provincies maakt dat de toegang tot relevante kennis en kunde extra aandacht behoeft. Het evidence-based management moet de basis zijn van een sterkere samenwerking tussen beheerders, landelijke en provinciale overheden en kennisinstituten, gericht op de uitwisseling van kennis en personeel. Het gaat niet alleen om het genereren van kennis, maar vooral om doelmatig (experimenteel) onderzoek en verspreiding van kennis, opdat beslissingen van beheer en beleid op lokaal en landelijk niveau beter onderbouwd kunnen worden.

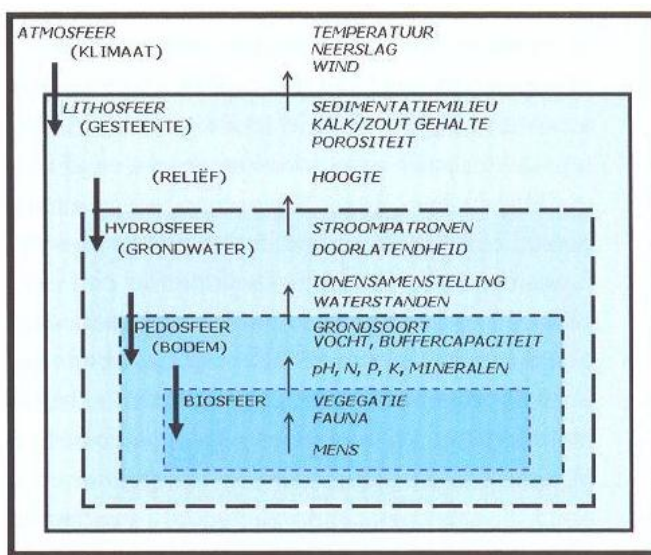
De **Antwoorden op de vraagstelling om effectiviteit te vergroten** (9) sluiten aan bij de conclusies en aanbevelingen aan het eind van de rapportage.

## 1. Inleiding

### Waarom natuurbeheer?

Waarom wordt in Nederland natuurbeheer bedreven tegen soms hoge kosten? Als we niets doen zijn er geen kosten verbonden aan natuurbeheer en we krijgen ook nog eens echte wilde natuur, zo wil het verhaal. De huidige natuur in Nederland is echter niet wild, maar heeft zich dankzij mensen ontwikkeld. Om de internationaal gewaardeerde landschappen met hun soorten te behouden en/of te versterken zijn activiteiten nodig in de vorm van natuurbeheer, zoals hieronder wordt aangegeven.

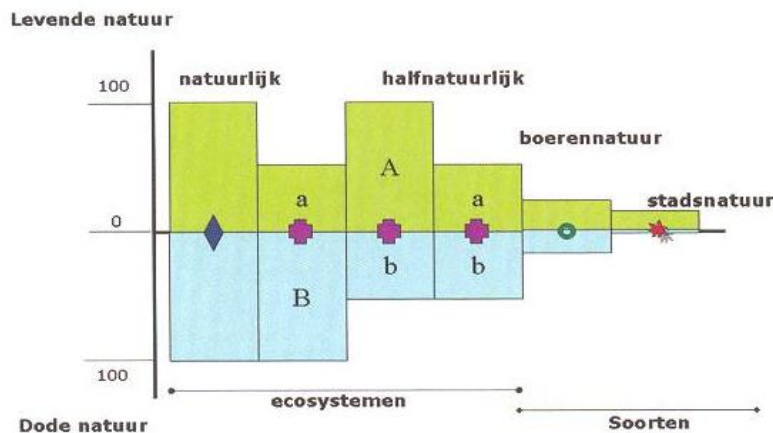
De relaties tussen de dode en levende natuur zijn onderhevig aan een rangorde van onderlinge beïnvloeding. De hoofdbestanddelen klimaat, gesteente, reliëf, grondwater, bodem, plantendeck, dieren beïnvloeden elkaar vooral in deze volgorde en in mindere mate in omgekeerde volgorde (Figuur 1). Daardoor is het voor natuurbeheer bijvoorbeeld gemakkelijker de vegetatie te beïnvloeden dan het grondwater.



Figuur 1. Rangorde tussen landschapsecologische relaties van de aarde (Londo 1997; Schipper et al. 2010).

De natuur in Nederland is sterk beïnvloed door mensen. In het natuurlijk landschap zijn zowel de dode (geologie, reliëf, grondwater, bodem) als de levende natuur (planten, dieren) niet beïnvloed. Het waren zelfregulerende systemen van grote omvang met natuurlijke processen en dynamiek. In Nederland waren deze landschappen vertegenwoordigd door strand, stuivend duin, kwelders, moeras langs rivieren, laagveen en hoogveen. Verder was er bos van verschillende typen, afhankelijk van de grondsoort. Door menselijke activiteiten zijn eerst de levende natuur (jagers, verzamelaars), later ook de dode natuur (landbouw met ontwatering, bemesting) beïnvloed tot de landschappen waarin extensief landbouw werd bedreven. Zolang er nog spontaan verlopende processen bestaan tussen de dode en de levende natuur is sprake van halfnatuurlijke landschappen, zoals graslanden en heide, altijd binnen het kader van de mogelijkheden die systemen boden. De ontwikkelingen in het landschap verliepen soms met horten en stoten, bijvoorbeeld in Drenthe. In tijden van voorspoed (voor de mens) werd er meer ontgonnen, in perioden van rampspoed herstelde de natuur zich weer. In de 19<sup>e</sup> eeuw nam de ontwikkeling van halfnatuurlijke systemen erg toe (Spek 2004). Een aantal plantensoorten van deze extensieve landbouwsystemen kwam al voor, voordat mensen het landschap gingen beïnvloeden. Een aantal is gearriveerd met de zich ontwikkelende landbouw vanuit het Midden Oosten (Poschlod & Wallis De Vries 2002). Als de omgeving is veranderd in een landschap waarin de invloed van de mens overheerst (ontginning van (half)natuurlijke landschappen met intensieve landbouw en plaatsen om te wonen en te werken) en alleen nog cultuurvolgers een plek vinden, is het landschap omgezet in boeren natuur of stads natuur met

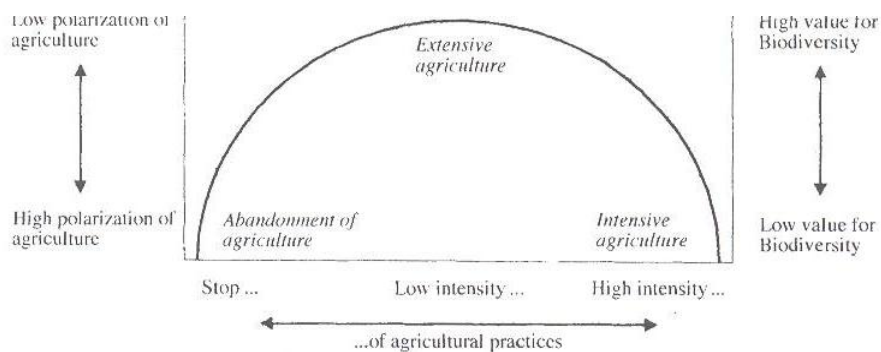
weinig relaties tussen dode en levende natuur (Schipper et al. 2010; Van Montfort et al. 2011) (Figuur 2). De stadsnatuur kent een toenemend aantal plantensoorten, die exclusief stedelijk zijn. Ruderale en stenige plekken zijn in trek bij de nieuwe soorten. Het zijn plekken waar onze inheemse flora het min of meer laat afweten en ruimte biedt. De vegetatie op oude muren vereist overigens wel een goed beheer. Verder ligt voor nieuwkomers letterlijk een terrein braak (Denters 2012).



Figuur 2. Mate van natuurlijkheden van Nederlandse landschappen (Schipper et al. 2010).

Het bovenstaande lijkt vooral te gelden voor terrestrische systemen. De Waddenzee wordt vaak beschouwd als de laatste Europese wildernis. Maar de toppredatoren zijn uit het systeem verdwenen er wordt onder water bijna net zo intensief geboerd als op het land: tot het verbieden van de mechanische kokkelvisserij werd de bodem regelmatig omgewoeld, maar er wordt nog intensief op garnalen gevist en veel gebaggerd (Piersma & Olff 2010). De meeste landschapsvormende processen zijn nog aanwezig in dit intergetijdegebied, door de aanleg van het IJsselmeer en het Lauwers meer, de inpoldering van kwelders en de visserij is het een halfnatuurlijk landschap geworden. Als wordt gestopt met visserij, zoals rond boorplatforms en windmolens, neemt de soortenrijkdom weer snel toe. De verwachtingen van het effect van zeereservaten, waarin menselijke activiteiten worden gestaakt zijn dan ook hoog gespannen. De relatie tussen landbouw en natuur is van groot belang. Extensieve landbouw (low-intensity farming) en ecosystemen met veel planten en dieren gaan goed samen in halfnatuurlijke landschappen (Ostermann 1998), zoals ook in Nederland het geval was in het verleden. Intensieve landbouw gaat niet samen met veel soorten planten en dieren, zoals ook is aangegeven in figuur 2 bij de omzetting van halfnatuurlijk landschap naar boerennatuur. Dat betekent ook dat in landen waar nu nog extensieve landbouw wordt bedreven halfnatuurlijke landschappen met ecosystemen voorkomen met daarin veel planten en dieren, waar dat in Nederland niet meer het geval is (Veen et al. 2009). Wanneer gestopt wordt met extensieve landbouw, zoals in delen van Europa die nu ontvolken, verliest het systeem de kenmerkende planten en dieren (Figuur 3). Wanneer intensieve landbouw wordt gestopt ontstaat in eerste instantie soortenarme ruigte door de hoge graad van bemesting. Na lange tijd ontstaat een nieuw biotoop zonder de eerder aanwezige kenmerkende soorten. Er kan na vele decennia bos ontstaan met weinig kenmerkende soorten voor bosondergroei (zie verder bij 'niets doen', pag. 25). In hoeverre agrarisch natuurbeheer in Nederland van belang is voor planten en dieren wordt aangegeven door Kleijn (2012) voor de Raad voor de leefomgeving en infrastructuur.





Figuur 3. Relatie intensiteit van landbouw en soortenrijkdom. De minste polarisatie tussen landbouw en natuurbeheer treedt op bij extensieve landbouw, bij intensieve landbouw en opgeven van extensieve landbouw is de polarisatie het grootst (Ostermann 1998).

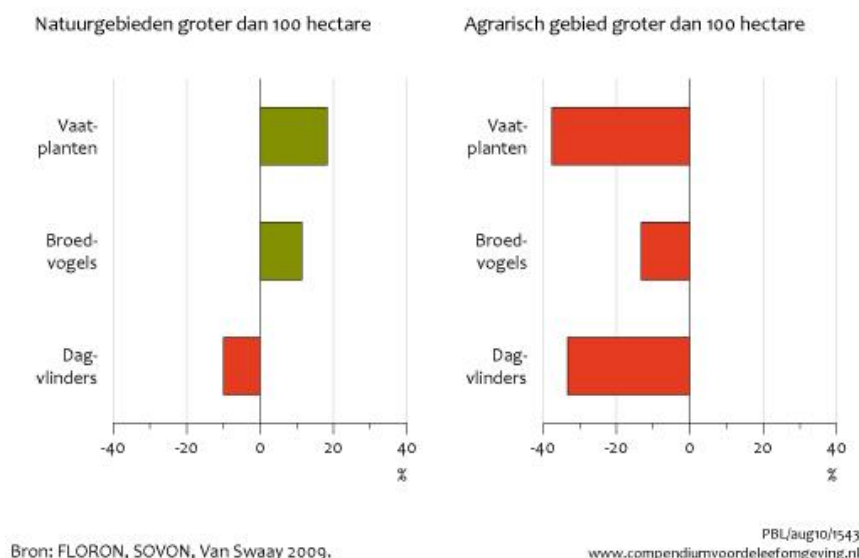
(Half)natuurlijke ecosystemen hebben een bepaald oppervlak (schaal) nodig voor de werking van (grond)water en wind. In alle ecosystemen komen de meeste soorten planten en dieren voor wanneer naast elkaar de verschillende successiestadia van pionier naar climax voorkomen en er voldoende dynamiek is. Ook hiervoor is ruimte nodig. Daarnaast is voor de interactie tussen soorten in een voedselweb (prooi en predator) ruimte nodig. Tenslotte moeten (meta)populaties van planten en dieren groot genoeg zijn om voldoende genetische variatie te hebben en daarmee uitsterven te voorkomen. Over de grootte van en interactie tussen deelpopulaties bericht Ovaskainen (2012) voor de Raad voor de Leefomgeving en Infrastructuur. Naast versnippering zijn van belang de effecten van verdroging, vermessing en verzuring door de bevolkingsdruk, infrastructuur, intensieve landbouw. Natuurbeheer streeft naar behoud en herstel (natuurontwikkeling) van kenmerkende soorten planten en dieren en de ecosystemen waarin ze voorkomen. Veel kenmerkende soorten die nu zijn bedreigd komen voor in halfnatuurlijke landschappen. Deze landschappen hebben specifieke cultuurhistorische kenmerken. Dit is een extra reden de negatieve invloeden te neutraliseren en waardevolle landschappen te behouden.

In Nederland wordt natuurbeheer bedreven tegen soms hoge kosten. Als we niets doen zijn er geen kosten verbonden aan natuurbeheer en we krijgen ook nog eens echte wilde natuur, zo wil het verhaal. De huidige natuur in Nederland is echter niet wild, maar heeft zich dankzij mensen ontwikkeld. Daarom zijn activiteiten nodig in de vorm van natuurbeheer om de internationaal gewaardeerde landschappen met hun soorten te behouden en/of te versterken. (Half)natuurlijke ecosystemen hebben een bepaald oppervlak (schaal) nodig voor de werking van (grond)water en wind, de interactie tussen soorten in een voedselweb (prooi en predator) en voldoende genetische variatie. In alle ecosystemen komen de meeste soorten planten en dieren voor, inclusief Rode Lijstsoorten, wanneer naast elkaar de verschillende successiestadia van pionier naar climax voorkomen en er voldoende dynamiek is.

### *Effecten van beheer tot nu toe, successen en tegenvallers*

Nederland wil zich houden aan internationale afspraken voortkomend uit de mondiale Convention on Biodiversity (CVB) en de Europese Vogel en Habitat Richtlijn (VHR) om de achteruitgang van biodiversiteit af te remmen, en wel in 2010 volgens de CVB en in 2020 volgens de VHR. Deze afspraken zijn geëffectueerd in de aanwijzing van Natura 2000-gebieden. Er is een systeem ontwikkeld van beheertypen met standaardkostprijzen voor beheer (Tabel 2, pag. 43). Voor elk beheertype is bekend hoeveel N2000-habitattypen er binnen voorkomen. Het belang van de bovengenoemde halfnatuurlijke landschappen blijkt uit het feit dat veel beheertypen uitgaan van actief natuurbeheer in de vorm van bijvoorbeeld maaien, beweiden.

Hetgeen tot nu toe is bereikt voor planten en dieren middels het gevoerde beleid is samengevat in de publicatie 'Herijking van de Ecologische Hoofdstructuur' (PBL 2011). Het natuurbeheer heeft de afgelopen jaren successen geboekt. Dit hangt voor een deel samen met het gevoerde milieubeleid zoals ten aanzien van de waterkwaliteit, depositie van zwavelverbindingen en in mindere mate van stikstof. De verzurende depositie is in de periode 1980-2000 met 55-60% afgenomen (Dorland et al. 2005). Deze afname werd vooral veroorzaakt door de sterke daling (80%) in de uitstoot van zwavel, naar ook het ammoniakbeleid lijkt vanaf midden jaren negentig van de twintigste eeuw te gaan werken. Gemiddeld is de stikstofbelasting in Nederland in de periode 1980-2004 gedaald van 45 naar 30 kg N/ha/jaar. Meer dan de helft van huidige depositie komt uit eigen land, hiervan neemt de landbouw 45% voor haar rekening (Dorland et al. 2005, De Haan et al. 2008). Soortenbeleid heeft in een aantal gevallen gewerkt: raaf, ooievaar, bever, otter zijn bijvoorbeeld met succes geherintroduceerd. Vaatplanten en broedvogels zijn tussen de periode 1970-1989 en de periode 1990-2005 toegenomen binnen reservaten groter dan 100 ha, terwijl ze in agrarisch gebied groter dan 100 ha afnamen. Dagvlinders namen echter zowel in reservaten als in agrarische gebieden af (Figuur 4). De ontwikkelingen in de vele reservaten kleiner dan 100 ha zijn niet bekend.

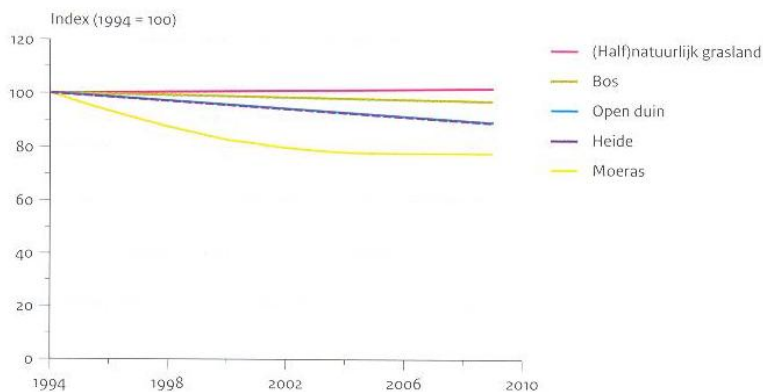


Figuur 4. Verandering in de aanwezigheid van doelsoorten tussen 1975-1989 en 1990-2005 in reservaten en agrarische gebieden groter dan 100 ha (CBS, PBL, WUR 2010).

Detailwaarnemingen aan permanente kwadraten in de provincie Zuid-Holland laten zien dat het aantal plantensoorten in graslanden tussen 1976 en 2004 significant afnam in agrarisch gebied en toenam in reservaten (De Snoo et al. 2012).

Door natuurontwikkeling binnen en buiten reservaten is van een groot aantal Rode Lijst-plantensoorten inmiddels bekend welke maatregelen nodig zijn om ze terug te laten keren en konden vooral pioniersoorten dankzij goed beheer van de Rode Lijst worden afgevoerd (Bekker & Lammerts 2002; Jansen et al. 2010). Landelijk gezien gaat de natuurkwaliteit (bepaald aan de hand van meetnetten voor vogels, vlinders, planten en reptielen) van Open

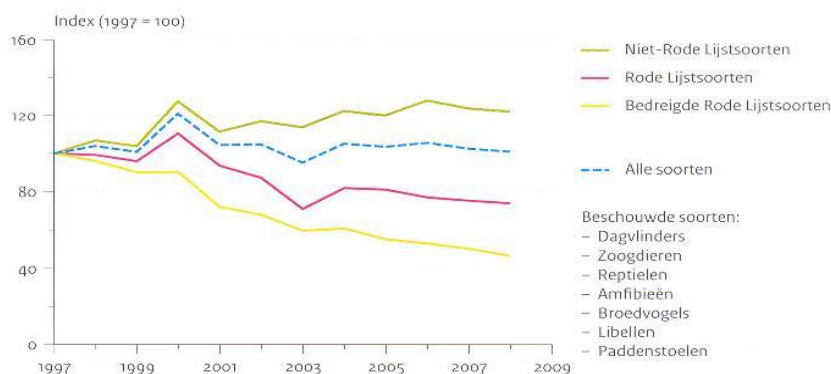
duin en Heide sinds 1994 nog steeds achteruit, die van Bos gaat enigszins achteruit, die van Moeras is na sterke achteruitgang tot 2000 gestabiliseerd, alleen die voor (Half)natuurlijk grasland is (nauwelijks merkbaar) verbeterd (Figuur 5).



Figuur 5. De gemiddelde natuurkwaliteit tussen 1994 en 2009 van (Half)natuurlijk grasland, Bos, Open duin, Heide en Moeras. Bepaald is de gemiddelde ecosysteemkwaliteit op basis van de NEM-meetnetten voor vogels, vlinders, planten en reptielen (NEM = Netwerk Ecologische Monitoring) (PBL (2011)).

De verwachtingen van nieuwe natuur zijn soms achtergebleven zoals lokale afwezigheid van vereiste substraten, te weinig variatie in stromingsdynamiek, te weinig variatie in structuur van habitattypen, de waterkwaliteit in Rijn en Maas stagneert, het toestromend grondwater is sterk beïnvloed door de intensieve landbouw, specialistische rietvogels gaan achteruit, soorten van oudere, meer stabiele stroomdalgraslanden profiteren niet of onvoldoende van de herstelde morfodynamiek. (Verberk et al. 2009).

#### Populatieomvang soorten

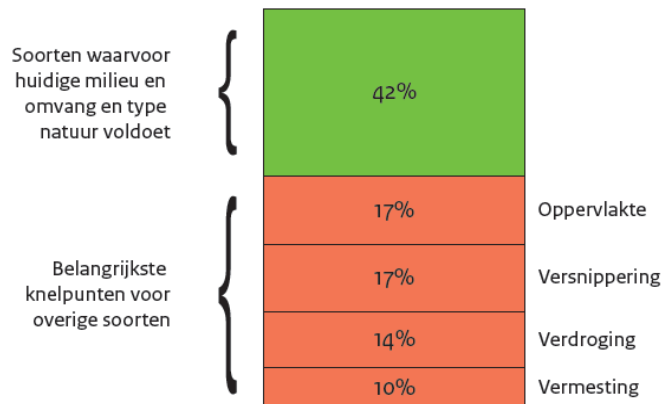


Figuur 6. De gemiddelde populatieomvang van zeven groepen soorten tussen 1997 en 2008: alle soorten, niet-Rode Lijstsoorten, Rode Lijstsoorten en bedreigde Rode Lijstsoorten (PBL 2011).

De populatieomvang van soorten (afgemeten aan het landelijk steekproef-meetnet van het Netwerk voor Ecologische Monitoring NEM) schommelt voor alle soorten in Nederland rond de waarde van 1997. De populatieomvang is van belang voor de genetische variatie van een soort: hoe kleiner de variatie, hoe meer kans op inteelt. Die voor Rode Lijstsoorten is tot 80%, die voor bedreigde Rode Lijstsoorten tot bijna 50% gedaald sinds 1997. Alleen voor de niet-Rode Lijstsoorten is de populatieomvang gestegen tot 120% van de waarde in 1997 (Figuur 6). Algemene soorten worden dus algemener, terwijl de populatieomvang van de al achteruitgaande zogenaamde Rode Lijstsoorten verder afneemt.

Voor 42% van de doelsoorten in Nederland (gemiddeld over de drie groepen broedvogels, dagvlinders, planten) voldoet de huidige milieuconditie en omvang van het type natuur waarin ze voorkomen. Voor ruim 50% van de doelsoorten in Nederland worden knelpunten

gesignaleerd: voor 17% op het gebied van oppervlak, voor 17% versnippering, voor 14% verdroging en voor 10% vermesting (Figuur 7). Het is duidelijk dat de doelen die samenhangen met verplichtingen ten aanzien van de Vogel- en Habitat Richtlijn (Natura 2000) en die zijn vormgegeven in de EHS onder grote druk staan. Halverwege de uitvoering van de EHS werd al geconstateerd dat verdroging, vermesting en versnippering de grote problemen waren voor de natuur (MNP 2005). Deze factoren werden ook al aangemerkt als beperkingen voor herstel voor grasland en heide (Bakker & Berendse 1999).



Figuur 7. Aandeel van doelsoorten in figuur 5 waarvoor het huidige milieu en omvang en type voldoet voor behoud van planten en dieren, en aandeel waarvoor het niet voldoet, inclusief knelpunten (PBL 2011).

De Habitatrictlijn kent voor Nederland 51 habitattypen, die zijn ingedeeld in zeven categorieën: Kusthabitats en halofytenvegetatie, Zeekust- en landduinen, Zoetwaterhabitats, Heide- en struikvegetaties, Natuurlijke en halfnatuurlijke graslandformaties, Venen, Bossen (Janssen & Schaminée 2003). Er wordt gepoogd deze habitats veilig te stellen in Natura 2000-gebieden (Schaminée & Janssen 2009). Dit Natura 2000-netwerk ligt ingebed in de Ecologische Hoofdstructuur EHS. Daarnaast is er het systeem van Rode Lijstsoorten, dat wil zeggen soorten die bedreigd zijn in hun voortbestaan.

Halverwege de uitvoering van de EHS werd al geconstateerd dat verdroging, vermesting en versnippering de grote problemen waren voor de natuur (MNP 2005). Algemene soorten werden algemener, terwijl de populatieomvang van de al achteruitgaande Rode Lijstsoorten verder afnam.

## 2. Vraagstelling om effectiviteit te verhogen

De Raad voor de leefomgeving en infrastructuur Rli heeft vragen gesteld naar de effectiviteit van verschillende vormen van natuurbeheer.

Centrale vraagstelling is: hoe kun je met het inrichtings- en beheergeld een maximaal rendement voor natuur bereiken?

Dit wordt bekeken in het licht van de beheerprogrammering van het natuurbeleid zoals de laatste jaren is uitgevoerd: de bijdrage aan natuurbeheer van particuliere natuurbeheerders, van terreinbeherende organisaties zoals Natuurmonumenten en Staatsbosbeheer en van de provinciale landschappen in relatie tot de beleidsdoelstellingen voor natuur en natuurfuncties (zoals recreatie).

Naar aanleiding van de nota 'Ecologische effectiviteit van natuurbeheer' van het Planbureau voor de Leefomgeving (PBL, Wiertz & Sanders 2012) worden door de Rli de volgende vragen gesteld.

*a) Hoe effectief zijn verschillende vormen van natuurbeheer?*

- 1) In de PBL nota zijn gegevens opgenomen over de kosten van natuurbeheer. Zijn hier meer gegevens over beschikbaar (gedetailleerder, recenter, opgesplitst in bijv. beheerkosten, openstellingskosten) en zijn er gegevens over maatschappelijke kosten (kosten die andere partijen dan de beheerder moeten maken) per beheervorm?
- 2) Welke baten zijn er per beheervorm (bedoeld wordt grote terreinbeherende organisaties TBO's, kleine particuliere eigenaren en agrarisch natuurbeheer) te onderscheiden (biodiversiteit, natuureducatie)?
- 3) In de nota wordt een aantal opties beschreven ter verhoging van de effectiviteit van natuurbeheer. Kunnen deze opties verder (aangevuld en) onderbouwd worden? Hoeveel efficiëntieverhoging leveren verschillende opties of principes (zoals opschaling van organisaties, toepassing van innovatieve technieken) op voor natuurbeheer?

*b) Wat zijn de mogelijkheden om door eenmalige investeringen in gebieden structureel beheerkosten te verlagen / de effectiviteit van beheer te verhogen?*

Daarbij gaat het o.a. om het creëren van grotere en aaneengesloten natuurgebieden met een natuurlijke begrenzing en buffering bijvoorbeeld qua hydrologische condities. Momenteel loopt een (tussen) evaluatie van de PAS (Programmatistische Aanpak Stikstof i.v.m. Natura 2000-doelen en ruimte voor economische groei in de landbouw). Mogelijk dat deze kan bijdragen aan argumentatie bij investeringsvraagstukken in generiek, regionaal of lokaal beleid en natuurbeheer.

- 4) Inventarisatie bij beheerders van cases waarin grote investeringen in gebieden zijn gedaan.
- 5) Analyseren relatie investeringen – beheer voor verschillende typen gebieden door onafhankelijke beheerdeskundigen.
- 6) Aangeven van de factoren die bepalen in hoeverre investeringen kunnen leiden tot verlaging van beheerkosten.
- 7) Zoeken naar kansrijke situaties om via investeringen de beheerkosten te verlagen.

### 3. Knelpunten bij natuurbeheer gericht op behoud van biotopen

Een recente indruk van succes en beperkingen bij natuurbeheer in bestaande biotopen en bij het creëren van nieuwe biotopen in binnen- en buitenland wordt gegeven door Van Andel & Aronson (2012). In het onderstaande ligt de nadruk op terrestrische biotopen die worden beheerd vanwege de bestaande waarden door menselijke activiteiten als beweiden, hooien, plaggen. Het gaat kortom om bestaande open landschappen. Bestaande bossen worden niet besproken. Het beste natuurbeheer hiervoor is niets doen. In steeds meer bossen blijven dode bomen staan en dood hout liggen. Dit heeft o.a. tot gevolg dat broedvogels in bossen weer toenemen (Saris et al. 2002)

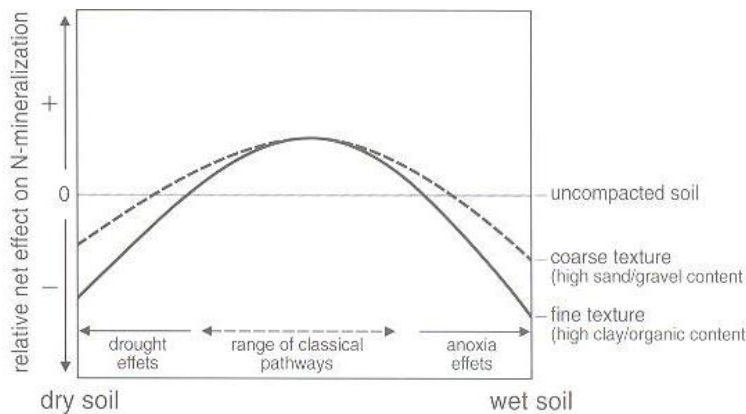
#### *Beheer van beweiden, hooien, plaggen in bestaande biotopen*

Beweiden, hooien en plaggen zijn in feite voortzettingen van de landbouwkundige maatregelen in de halfnatuurlijke landschappen met extensieve landbouw.

Hooien (maaïen en afvoeren van het gewas) is een beheermaatregel die wordt toegepast om een bestaand halfnatuurlijk biotoop in stand te houden en/of verruiging tegen te gaan, zoals in soortenrijk hooiland, kalkgrasland, blauwgrasland, veenmosrietland. Hooien wordt ook toegepast om eerder bemeste biotopen te verschrallen.

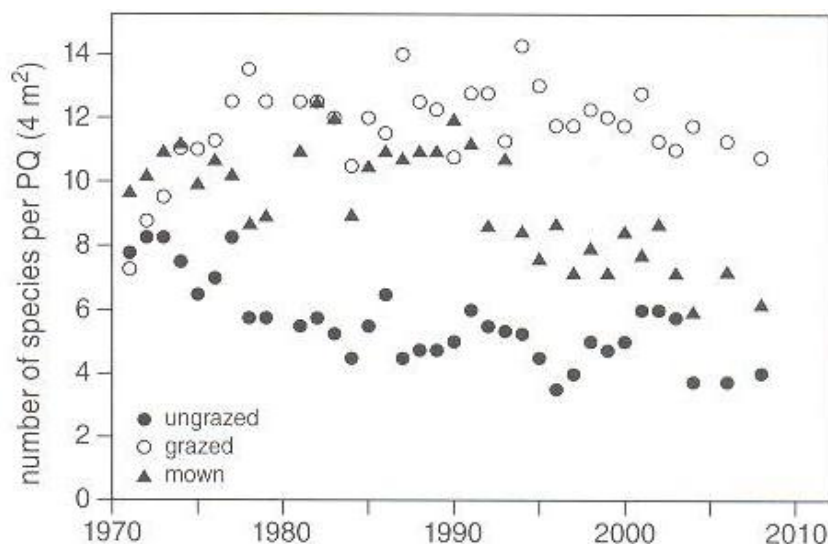
Beweiden (doen grazen van vee) wordt eveneens toegepast om een bestaand halfnatuurlijk parkachtig landschap in stand te houden, zoals de mozaïeken van kort grasland, ruig grasland, struweel en bos op het Junner Koeland langs de Vecht bij Ommen (Olff et al. 1999). Hiermee is het grote verschil aangegeven tussen hooien en beweiden: hooien is een maatregel die leidt tot homogene structuur van de vegetatie, terwijl beweiden leidt tot heterogeniteit in de vegetatie. Omdat beweidde terreinen zijn afgerasterd kan geen afvoer van nutriënten plaats vinden. Wel kan binnen het terrein transport van nutriënten plaatsvinden, doordat de grazers in de korte vegetatie vooral eten en op andere plekken in de beschutting van struweel en bos herkauwen, rusten en mest laten vallen. Effecten van atmosferische depositie kunnen door beweiding niet worden tegengegaan (Bokdam & Gleichman 2000). Naarmate langduriger is bemest kost het meer tijd enige verschraling te bewerkstelligen door een beheer van hooien (Bakker & Olff 1995).

Beweiden kan niet worden toegepast om eerder bemeste biotopen te verschrallen. Een echte verarming van het systeem is te verwachten als de bodem erg compacteerbaar is (dat wil zeggen met een fijne textuur) en droog of juist heel nat, waardoor mineralisatie van stikstof door een tekort aan vocht of juist een overmaat aan vocht wordt vertraagd. In de meest gevallen zullen de grazers de nutriëntenkringloop juist versnellen. Meer mineralisatie stimuleert de hergroei en de nutriëntenkringloop wordt verder versneld door uitwerpselen en urine. Hierdoor komen snelgroeiende soorten in het voordeel en winnen de competitie van langzaam groeiende soorten. Op de in Nederland veel voorkomende bodems die voedselrijk zijn en niet extreem droog of nat, zullen grote grazers de stikstofkringloop eerder versnellen dan afremmen (Schrama 2012, Schrama et al. 2012) (Figuur 8).



Figuur 8. Hypothetische veranderingen in stikstof mineralisatie ten gevolge van grote grazers op bodems met verschillende textuur. Op een bodem met fijne textuur (klei) kan compactie door grazers leiden tot gebrek aan zuurstof in een natte bodem en gebrek aan vocht in een droge bodem, in beide gevallen met negatieve gevolgen voor stikstof mineralisatie. Deze effecten zijn minder sterk op een bodem met grovere textuur (zand). Op intermediaire bodem wordt de stikstof mineralisatie verhoogd door uitwerpselen en urine (Schrama et al. 2012).

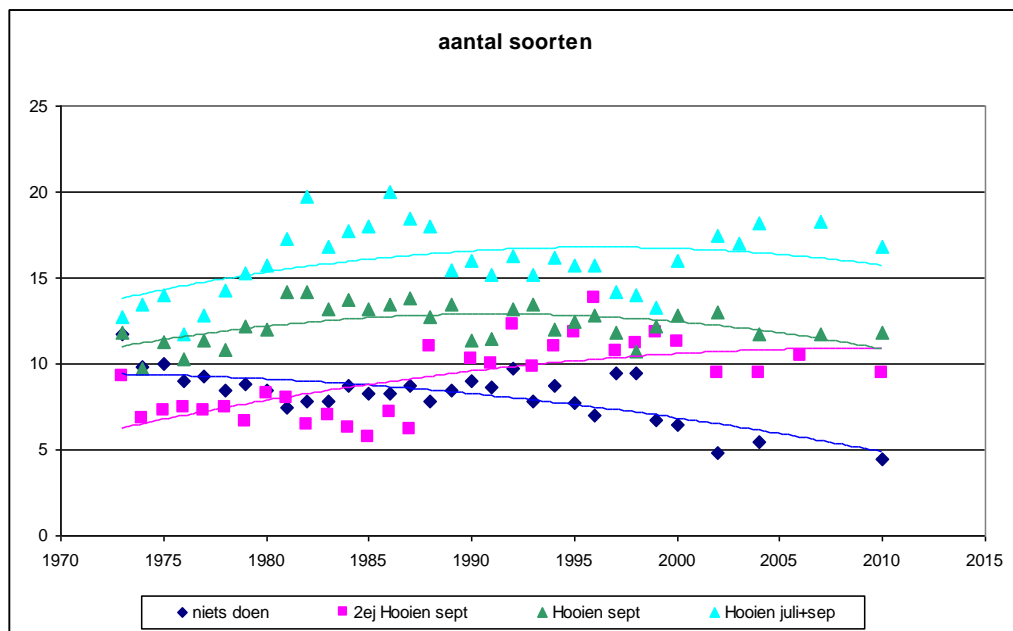
Vergelijking van beweiden en hooien op een kwelder leidt tot de conclusie dat op de kleine schaal van enkele vierkante meters beweiden meer soorten planten oplevert dan hooien op een aanvankelijk onbeweide kwelder. Dit heeft te maken met het feit dat bij regelmatig hooien een gesloten grasmat ontstaat, waarin niet veel soorten zich kunnen vestigen. Bij beweiden is dat geen probleem, doordat de bodem regelmatig wordt opengetrapt door het vee. Niets doen leidt tot een klein aantal soorten doordat op de kwelder het hoge gras Zeekweek gaat overheersen (er zijn in Nederland geen bomen die tegen zout kunnen) (Schrama 2012) (Figuur 9).



Figuur 9. Gemiddeld ( $n=5$ ) aantal soorten planten op 2m x 2m bij twee keer per jaar hooien, beweiden met 0,5-1 koe/ha en niets doen op een tot 1972 onbeweide kwelder op Schiermonnikoog (Schrama 2012).

Kalkgraslanden zijn rijk aan plantensoorten, die in de nazomer bloeien en zaden produceren. Door laat te hooien krijgen de kruiden weliswaar de kans zaden te produceren, maar het hoge gras Gevinde kortsteel gaat dan overheersen. Door vroeger in de zomer te hooien wordt voorkomen dat het gras nutriënten verplaatst van

bovengrondse delen naar ondergrondse opslagorganen. Hierdoor wordt het gras in toom gehouden en neemt het aantal kruiden toe (Bobbink & Willems, 1991). Na het stoppen van bemesting leidt hooien aanvankelijk tot afname van biomassa door de afvoer van nutriënten, maar dit stagneert later door evenwicht tussen afvoer van nutriënten en toevoer via atmosferische depositie (Bakker et al. 2002). De ontwikkeling van de vegetatie stagneert ook en blijft in droge graslanden bijvoorbeeld steken in het overheersen van Rood zwenkgras of Gewoon struisgras, terwijl Haakmos sterk kan gaan overheersen (Londo 2002). Het aantal plantensoorten is na vier decennia hoger bij twee keer per jaar hooien dan bij één keer per jaar of één keer per twee jaar. Bij achterwege blijven van hooien ontstaat struweel van bramen, berken en eiken met erg weinig soorten (Figuur 10).

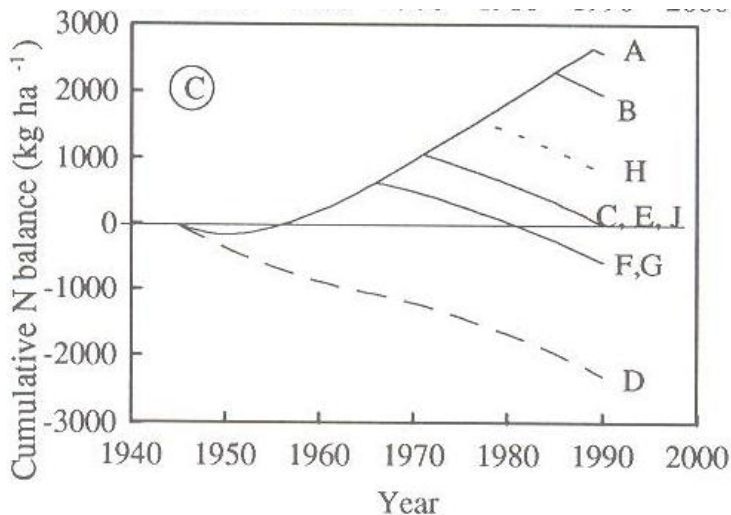


Figuur 10. Gemiddeld (n=6) aantal soorten planten op 2m x 2m bij verschillende frequentie van hooien in de bovenloop van de Drentsche Aa (Bakker & De Vries ongepubliceerd).

Plaggen is een beheermaatregel die wordt toegepast om een bestaand halfnatuurlijk voedselarm biotoop in stand te houden, zoals heide en om ontwikkeling naar bos tegen te gaan. Voor het afvoeren van nutriënten is grootschalig afplaggen mogelijk, maar voor het behoud van reptielen en insecten is kleinschalig plaggen veel beter (Stumpel 2005; Reemer et al. 2005).

Het op behoud van bestaande biotopen gericht, vaak kleinschalige beheer van beweiden, hooien en afplaggen leidt niet altijd tot succes. In het volgende hoofdstuk wordt ingegaan op andere beheermaatregelen. Veel biotopen gaan verruigen door hoge grassen bij vermesting, verzuring, verdroging en successie. Daar komt nog bij dat het langer duurt voordat de verschraling door hooien begint, naarmate een perceel langer landbouwkundig in gebruik is geweest (Bakker & Olff 1995) (Figuur 11).



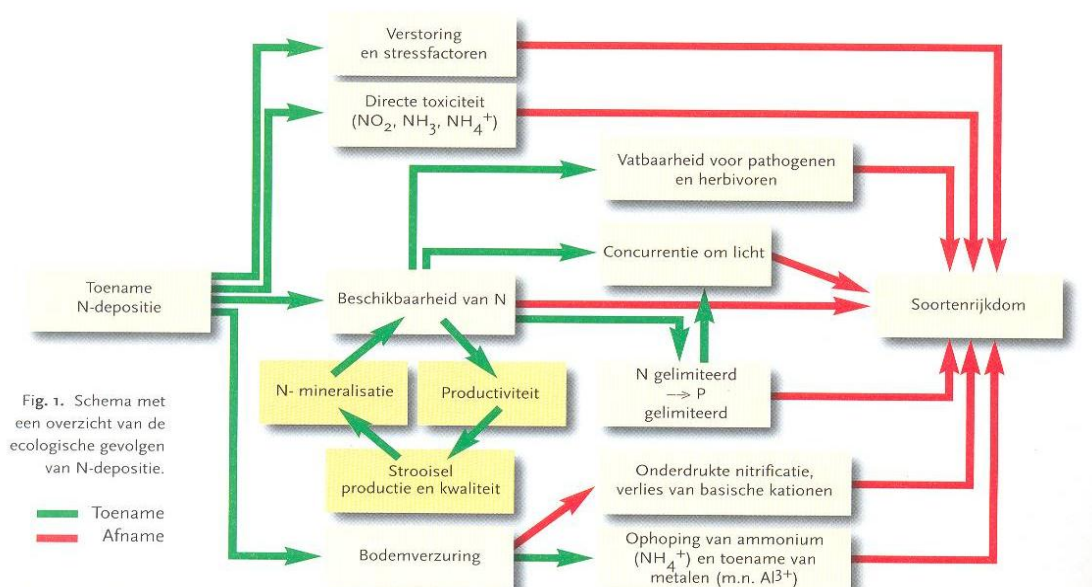


Figuur 11. Cumulatieve stikstof balans (input van stikstof via bemesting en atmosferische depositie (stijgende lijn) verminderd met afvoer via hooien, berekend als de hoeveelheid afgevoerd gewas en de stikstofconcentratie daarin (dalende lijn)) in negen graslandpercelen in het Stroomdallandschap Drentsche Aa sinds 1947. Pas als de dalende lijn beneden 0 komt, is het perceel schraal genoeg om Rode Lijstsoorten te herbergen. De percelen zijn uit landbouwkundig gebruik genomen in 1945 (D), 1966 (F, G), 1971 (C, E, J), 1977 (H), 1985 (B) en 1989 (A) (Bakker & Olf 1995).

Beweiden, hooien en plaggen zijn in feite voortzettingen van de landbouwkundige maatregelen in de halfnatuurlijke landschappen met extensieve landbouw. Beweiden (doen grazen van vee) wordt toegepast om een bestaand halfnatuurlijk parkachtig landschap in stand te houden. Effecten van atmosferische depositie kunnen door beweiding niet worden tegengegaan. Hooien (maaien en afvoeren van het gewas) wordt toegepast om een bestaand halfnatuurlijk biotoop in stand te houden en/of verruiging tegen te gaan, zoals in soortenrijk hooiland, kalkgrasland, blauwgrasland, veenmosrietland. Na het stoppen van bemesting leidt hooien aanvankelijk tot afname van biomassa door de afvoer van nutriënten, maar stagneert later door evenwicht tussen afvoer van nutriënten en toevoer via atmosferische depositie.

#### *Vermesting en verzuring*

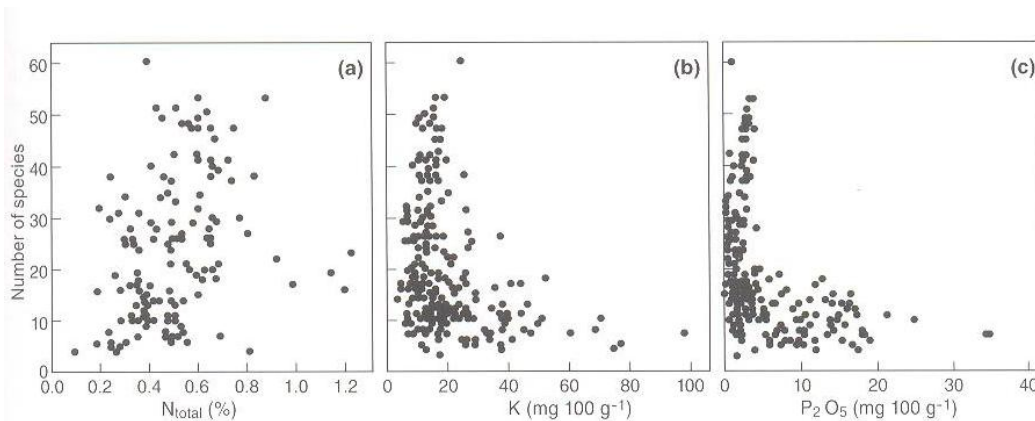
Atmosferische depositie kan leiden tot directe toxiciteit van gassen, eutrofiëring, verzuring van bodem of water, negatieve effecten van gereduceerd stikstof (Kros et al. 2008). Daarnaast zijn vooral van belang de veranderingen in beschikbaarheid van nutriënten in de bodem, hogere productiviteit van de vegetatie, meer productie van strooisel en betere kwaliteit van het strooisel voor afbraak, meer stikstof mineralisatie, waarmee de vicieuze cirkel is gesloten (Berendse & Aerts 1984; Bobbink et al. 2010) (Figuur 12).



Figuur 12. Interactie van factoren bij atmosferische stikstof depositie, leidend tot vermesting, verzuring en afname van aantal plantensoorten (Bobbink et al. 2010).

Verhoogde productie leidt tot vroeger en vaker hooien. Door klimaatverandering is het groeiseizoen bovendien bijna twee weken vervroegd (Kleijn et al. 2010). In West-Europa varieert de atmosferische depositie van stikstof tussen 2 en 40 kg N/ha/jaar (1 kg N = 71,43 mol N). De lage depositie gaat voor plantensoorten in graslanden samen met rond 20 soorten/4m<sup>2</sup>, de hoge depositie met rond 10 soorten/4m<sup>2</sup> (Stevens et al. 2010). Geleidelijk komt voor veel habitattypen meer kennis beschikbaar over kritische depositiewaarden KDW op basis van experimenten en correlatieve waarnemingen. Dit heeft geleid tot een verlaging van de KDW'en tussen 2003 en 2010. Zachte wateren en hoogveen en Grove dennenbos hebben de laagste KDW van respectievelijk 3-10 en 5-10 kg N/ha/jaar. Voor kwelders en laaggelegen schrale hooilanden liggen de waarden tussen 20 en 30 kg N/ha/jaar (Bobbink et al. 2010).

Geschat wordt dat 42 van de 51 habitattypen uit de Habitatrichtlijn waarvoor Nederland internationale verantwoordelijkheid draagt (Janssen & Schaminée 2003), beschouwd moeten worden als 'gevoelig voor stikstofdepositie' (Van Dobben & Van Hinsberg 2008). De afname van dagvlinders in Zweden is gecorreleerd met een voor dat land relatief hoge depositie van 12 kg N/ha/jaar (Öckinger et al. 2006). De plantaardige productie hangt af van het element dat in het minimum is in de bodem. Stikstof spoelt gemakkelijk uit, fosfaat niet. Daarom is stikstof vaak beperkend voor plantaardige productie, behalve wanneer het wordt aangevuld door atmosferische depositie. Door intensieve landbouw zit er vaak veel fosfaat in de bodem. De combinatie met stikstof uit de lucht maakt dat het moeilijk wordt de bodem te verschrallen (Tallowin & Smith 2001; Lamers et al. 2009). Dit probleem kan terugkomen na ontgraving. Een hoog aantal plantensoorten in graslanden hangt meer samen met lage hoeveelheden fosfaat in de bodem vergeleken met die van stikstof en kalium (Janssens et al. 1998) (Figuur 13).

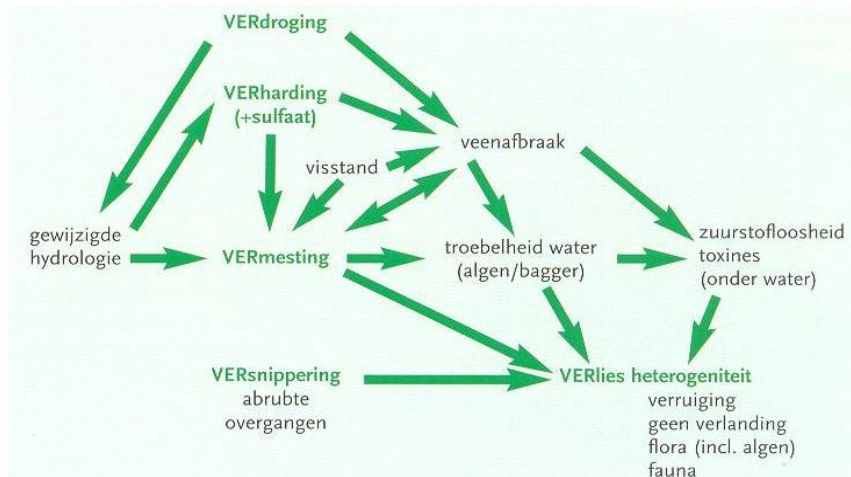


Figuur 13. Aantal plantensoorten per 100 m<sup>2</sup> in 281 graslanden in West-Europa in relatie tot hoeveelheden totaal stikstof (a), oplosbaar Kalium (b) en oplosbaar fosfaat (c) in de bodem (Janssens et al. 1998).

Bij overschrijden van de KDW treedt vaak vergrassing op en afname van het aantal soorten. Elk biotoop kent hierbij zijn eigen kenmerkende soort voor vergrassing: Heide – Bochtige smeie, Pijpenstrootje, Vochtig grasland – Rietgras, Kalkgrasland – Gevinde kortsteel, Laagveen – Hennegrass, Zeeklei – Rietzwenkgras, Duinen – Duinriet, Kwelders – Zeekweek. Ook brengt overschrijding van de KDW kosten met zich mee voor lokale effectgerichte maatregelen en/of landelijke generieke maatregelen om emissies te beperken. Uitspoeling van kalk en verhoogde concentraties van aluminium leiden tot verzuring (Bobbink et al. 2010). Na plaggen blijft vaak nog wat organisch materiaal achter. Na afbraak hiervan ontstaan hoge concentraties ammoniak. Vooral onder verzuurde omstandigheden kunnen ammoniakconcentraties zo hoog worden, dat ze fataal zijn voor plantensoorten. Bekalking van het gebied waar grondwater de bodem ingaat, is een middel dat deze verzurende effecten kan tegengaan (Dorland et al. 2005). Verzuring is de afgelopen 100 jaar ook opgetreden in gebieden die vanouds werden bevoeid om de productie van graslanden te verhogen (Kemmers et al. 2007). Het stoppen van de bevoeiing is een vorm van verdroging.

### Verdroging

Verdroging leidt tot oxydatie van organische stof, verhoogde productie en afname van kenmerkende soorten in vochtige heide en vennen (Dorland et al. 2005), beekdalen (Aggenbach et al. 2009), laagveen (Lamers et al. 2009) en hoogveen (Van Duinen et al. 2009). Naarmate de organische laag dikker is, zakt het maaiveld verder en kan bijvoorbeeld hoogveen minder regenwater vasthouden en droogt uit. Sterk geoxideerd veen kan geen water meer vasthouden. De omgeving van reservaten is vaak nog sterker ontwaterd en ligt nog lager in verband met intensieve landbouw. Ondanks het inklinken van het maaiveld leidt dit tot nog sterkere ontwatering. Terwijl natte laagtes in laagveen en beekdalen vroeger toestromend basisch kwelwater ontvingen vanuit de omgeving, zijn ze nu vaak leverancier van water aan de omgeving. De aanvulling met regenwater zorgt wel voor vernatting, maar de samenstelling van het grondwater is veranderd van basisch naar zuur. Sterke bemesting en bekalking van de terrestrische delen van het laagveen kunnen tot sterke veenaafbraak en bodemdaling leiden met bovengenoemde gevolgen voor het grondwater. Versnelde afbraak van veen leidt tot een grote productie van slib in het oppervlaktewater in veengebieden, waardoor ook bij lage concentraties fosfaat de troebelheid van het water te hoog blijft voor herstel. Dit negatieve effect wordt versterkt door grote populaties bodemwoelende vis. Hoge concentraties fosfaat leiden tot een grotere kans op bloei van (blauw)algen, waardoor de onderwatervegetatie zich niet meer kan ontwikkelen en verlanding met Krabbenscheer niet meer optreedt. Ook vermessing van oevers leidt tot soortenverlies door verruiging en het stagneren van verlanding omdat biobouwers als Kleine lisdodde, Slangenwortel en Moerasvaren ontbreken (Lamers et al. 2009) (Figuur 14).



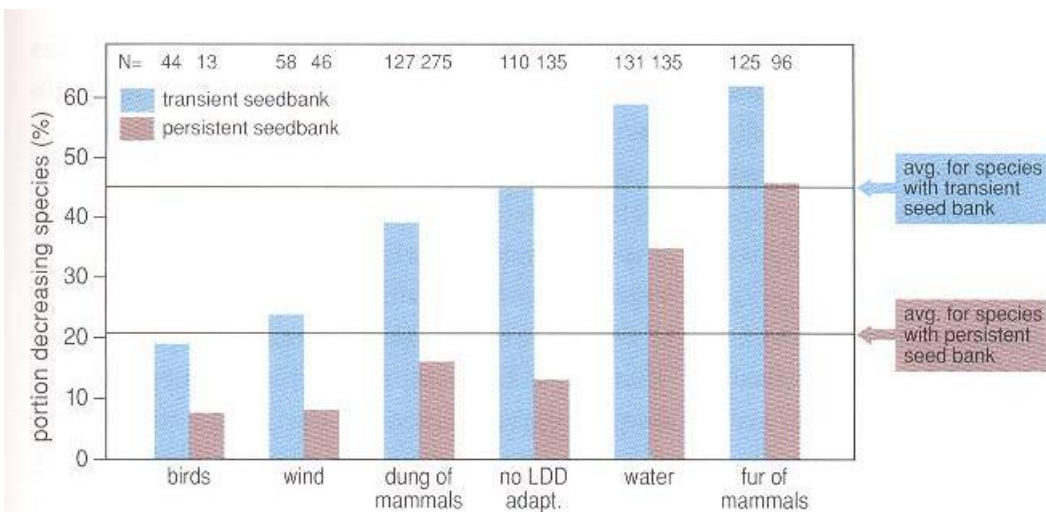
Figuur 14. Schematisch overzicht van de interacties tussen verschillende factoren bij verandering in hydrologische condities in laagveenwateren en -moerassen (Lamers et al. 2009).

### Successie

Successie treedt op wanneer pionier-stadia verdwijnen en alleen climax-stadia overblijven. Pionier-stadia zijn gekenmerkt door veel veranderingen in een systeem (veel dynamiek), climax-stadia door weinig veranderingen (weinig dynamiek). Sommige Rode Lijstsoorten zijn kenmerkend voor pionier-stadia, andere voor climax-stadia in de successie. Vandaar dat alle stadia in de successie in een biotoop van belang zijn gelet op de internationale verplichtingen en doelen. Successie kan uiteraard plaatsvinden door het stoppen van menselijke activiteiten die leiden tot voldoende dynamiek om ook pionier stadia te laten ontstaan en te handhaven. Er kan echter ook spontane successie van pionier stadia naar climax-stadia bijvoorbeeld op kwelders (Olf et al. 1997). Dynamische systemen als kwelders (Dijkema & Van Duin 2012) ondergaan ook successie door het stoppen van menselijke activiteiten. Het leidt tot stapeling van dood materiaal en komt in een vicieuze cirkel van verhoging van de productie en nog meer stapeling. Dit proces van successie wordt versneld door vermesting met stikstof uit atmosferische depositie in bijvoorbeeld duinen (Jones et al. 2004). Hierbij zijn kalkarme bodems gevoeliger dan kalkrijke bodems (Kooijman et al. 2010). In duinen leidt ziekte onder konijnen uiteindelijk tot struweelvorming (Van Til et al. 2002). Het dichtgroeien van duinen leidde tot het verdwijnen van kenmerkende broedvogels van het open duin, zoals Tapuit, tussen 1973-1978 en 1998-2000 (Saris et al. 2002). Daar staat tegenover dat zes soorten van dicht struweel toenamen, zoals Nachtegaal (Sierdsema & Bonte 2002). Hieruit kan worden geconcludeerd dat niet alleen het aantal soorten van belang is, maar afhankelijk van de doelstelling geldt: om welke soorten gaat het? In veenmosrietland leidt successie tot elzenbos, heide wordt eikenbos en uiteindelijk beukenbos. In duinen langs de kust en in het binnenland is soms bos aangeplant om de dynamiek van verstuiwen tegen te gaan, op de heide om hout te produceren.

### Versnippering

Ontginning en aanleg van wegen en andere infrastructuur hebben geleid tot versnippering van het landschap. Hierdoor zijn populaties van planten en dieren kleiner geworden en deelpopulaties in de metapopulatie van elkaar gescheiden met vergrote kans op verlies van genetische variatie en daarmee op lokaal uitsterven (Ovaskainen 2012). Als soorten zijn verdwenen doordat hun biotoop te klein was, is vergroting van het biotoop voorwaarde voor herstel. Dit kan door bijvoorbeeld aangrenzend landbouwgebied geschikt te maken. De soorten die waren verdwenen moeten het nieuwe gebied vervolgens kunnen 'vinden'. Mobiele organismen zoals vogels kunnen zich gemakkelijk verbreiden naar nieuwe gebieden. Voor veel plantensoorten is lange-afstand verbreiding (meer dan 100 m) een probleem. Met name soorten met aanpassingen aan verbreiding via water en de vacht van dieren zijn de afgelopen eeuw in Nederland achteruitgegaan (Ozinga et al. 2009) (Figuur 15). Klaarblijkelijk is het steeds verder terugdringen van vroeger vrij buiten de oevers tredend stromend water in beek- en rivierdalen en het stopzetten van beweiding met rondtrekkende kuddes vee ongunstig geweest voor deze soorten. Daartegenover staat dat soorten met aanpassingen aan verbreiding door vogels en wind minder achteruit zijn gegaan. Voor alle groepen soorten geldt dat de achteruitgang geringer is wanneer ze een langlevende zaadvoorraad in de bodem hebben. Pionier-biotopen hebben over het algemeen veel, terwijl climax-biotopen zoals bossen vrijwel geen soorten met een langlevende zaadvoorraad hebben (Bekker et al. 2002). Biotopen zoals grasland en heide (Bossuyt & Hermy 2003) en kalkgrasland (Fagan et al. 2010) kunnen maar voor een deel van hun soorten rekenen op herstel vanuit de zaadvoorraad. De levensduur van zaden van sommige soorten van droge heide die wél overleven, kan meer dan 70 jaar zijn (Ter Heerdt et al. 1997).



Figuur 15. Percentages plantensoorten die meer dan 25% afnamen gedurende de 20<sup>e</sup> eeuw in Nederland met hun aanpassingen aan lange afstand verbreiding. De soorten zijn onderverdeeld in twee groepen voor elke vector: kort- en langlevende zaadvoorraad in de bodem. De horizontale lijnen geven aan de gemiddelde percentages voor soorten met respectievelijk een kortlevende- en een langlevende zaadvoorraad (Ozinga et al. 2009).



In West-Europa varieert de atmosferische depositie van stikstof tussen 2 en 40 kg N/ha/jaar (1 kg N = 71,43 mol N). De kritische drempelwaarde voor stikstof depositie, dat wil zeggen de waarde waarboven een systeem verandert en soorten verliest ligt tussen 5 en 25 kg N/ha/jaar. Een lage depositie gaat voor plantensoorten in graslanden samen met rond 20 soorten/4m<sup>2</sup>, een hoge depositie met rond 10 soorten/4m<sup>2</sup>. Geschat wordt dat 42 van de 51 habitattypen uit de Habitatrichtlijn waarvoor Nederland internationale verantwoordelijkheid draagt (Janssen & Schaminée 2003), beschouwd moeten worden als 'gevoelig voor stikstofdepositie'.

Het proces van successie en daarmee verlies van pionier-stadia met kenmerkende Rode Lijstsoorten, wordt versneld door vermesting met stikstof uit atmosferische depositie in bijvoorbeeld duinen. Hierbij zijn kalkarme bodems gevoeliger dan kalkrijke bodems. Uitspoeling van kalk en verhoogde concentraties van aluminium leiden tot verzuring. In laagveen en beekdalen leidt verdroging tot afbraak van de organische bodem en daarmee verhoging van de plantaardige productie. Bovendien wordt toestromend basisch kwelwater vervangen door zuurder regenwater, hetgeen ook leidt tot verzuring.

Soorten die na versnippering zijn verdwenen uit een gebied moeten een nieuw vergroot gebied kunnen 'vinden'. Mobiele organismen zoals vogels kunnen zich gemakkelijk verbreiden naar nieuwe gebieden. Voor veel plantensoorten is lange-afstand verbreiding (meer dan 100 m) een probleem. Met name soorten met aanpassingen aan verbreiding via water en de vacht van dieren zijn de afgelopen eeuw in Nederland achteruitgegaan. Klaarblijkelijk is het steeds verder terugdringen van vroeger vrij buiten de oevers tredend stromend water in beek- en rivierdalen en het stopzetten van beweiding met rondtrekkende kuddes vee ongunstig geweest voor deze soorten. De achteruitgang is geringer wanneer de soorten een langlevende zaadvoorraad in de bodem hebben.

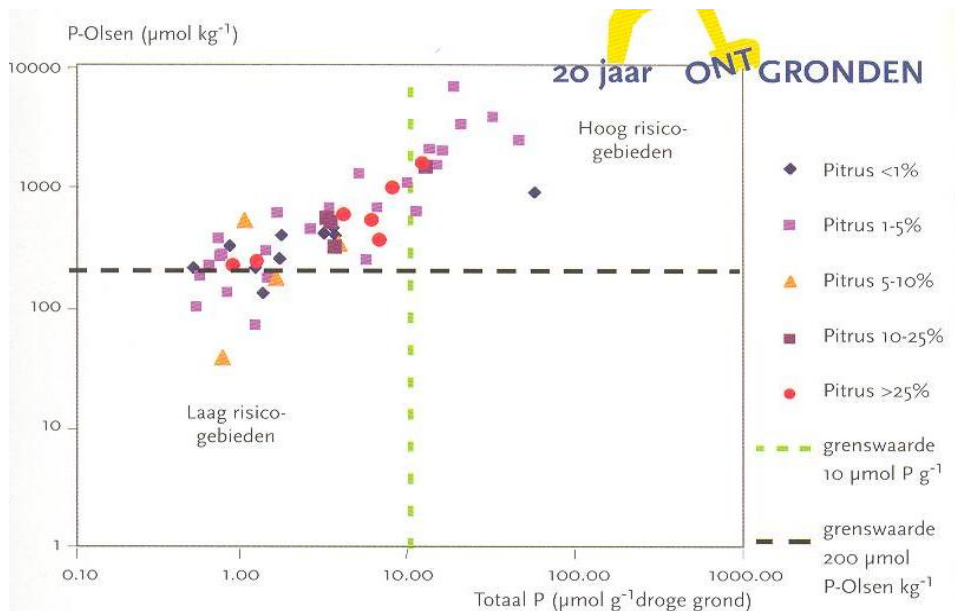
Voor behoud en herstel van soorten zijn oppervlakte, versnippering, verdroging en vermesting grote knelpunten (Fig. 7, pag. 11).

#### 4. Herstel van bestaande en creëren van nieuwe biotopen, succes en beperkingen

Zoals uit het voorgaande blijkt kunnen soorten uit biotopen verdwijnen door de effecten van versnippering, vermessing, verzuring, verdroging en successie, vaak een combinatie van deze factoren. Daarnaast kunnen schakels uit het voedselweb zijn verdwenen. De achteruitgang van een biotoop is niet altijd te compenseren met beheer door beweiden, hooien, of plaggen. Daarbij komt nog dat eenmaal verdwenen soorten niet gemakkelijk kunnen terugkeren, tenzij ze nog als kiemkrachtig zaad in de langlevende zaadvoorraad in de bodem zitten, of geen probleem hebben met verbreiding. Kunnen de tegenvallers bij het beheer gericht op behoud van biotopen worden opgelost door andere maatregelen? Welke maatregelen zijn nodig voor het effectiever uitvoeren van beheer van bestaande biotopen, of om deze biotopen te herstellen of nieuwe biotopen te creëren vanuit landbouwgebieden binnen of buiten de EHS?

##### *Ontgronden*

Ontgronden betekent meer dan 10 cm van de bovenlaag van de bodem verwijderen (tot 10 cm is plaggen). Indien mogelijk wordt de bouwvoor verwijderd tot de onveranderde onderlaag, de C-horizon, soms op meer dan 50 cm diepte. Het betekent het verwijderen van de landbouwkundige voorgeschiedenis met vooral de opgebrachte nutriënten, zodat verschraling kan optreden, bij voorkeur tot voedselarme condities. De effecten van 20 jaar ontgronden zijn geëvalueerd (Bekker 2009). In een aantal reservaten werd de samenstelling van de vegetatie gevolgd en werden bodemonsters genomen. Het voorkomen van kenmerkende soorten van voedselarme condities was negatief gerelateerd aan de bedekking van de vegetatie die zich weer had gevestigd op de kale bodem na ontgronden. Hoe langer de bodem kaal blijft (hoe voedselarmer de bodem is), hoe meer kans dat plantensoorten van voedselarme condities zich vestigen. Hoe meer organische stof was verwijderd, hoe succesvoller de ontwikkeling van soorten van voedselarme bodem was. Plekken met minder dan 200  $\mu\text{mol}$  beschikbaar fosfaat P-Olsen/kg grond en minder dan 10  $\mu\text{mol}$  totaal fosfaat P/kg grond hadden een geringe kans te worden overheerst door Pitrus (Figuur 16). Verwijderen van nutriënten door ontgronden is mogelijk, maar soms is zelfs in de C-horizon na ontgronden nog fosfaat aanwezig, als gevolg van de zware bemesting in het verleden (Verhagen et al. 2001). Op ontgronde terreinen komt vaak Pitrus voor met hoge bedekking, waardoor plantensoorten van voedselarme bodem (het doel van ontgronden) weinig kans krijgen. Pitrus is geen bedreigde soort en vormt een dichte, hoge vegetatie waarin weinig andere plantensoorten kunnen voorkomen. Pitrus-vegetatie kan overigens wel biotoop zijn voor broedende Graspieper, Sprinkhaanzanger, foeragerende Roerdomp, Ringslang, Heikikker en Noordse woelmuis, zolang er maar voldoende variatie in structuur van de vegetatie blijft (Lamers et al. 2009). Wanneer geen vervolgbeheer plaats vond (hooien of beweiden) kon Pitrus zich uitbreiden en vestigden zich struiken en bomen (Bekker 2009). Beweiden kan leiden tot uitbreiding van Pitrus, omdat de soort wordt gemeden door het vee (Lamers et al. 2009). Toch wordt beweiden in veel terreinen na ontgronden toegepast, omdat anders bos ontstaat. Dit past niet bij de doelstelling van herstel van voedselarme condities met heide, schraal grasland en afwisseling met struweel (Bekker 2009).



Figuur 16. Gebieden met hoog en laag risico voor het overheersen van Pitrus na ontgronden. De bedekking van Pitrus is gerelateerd aan de totale hoeveelheid fosfaat in de bodem (Totaal P) en de hoeveelheid voor de plant beschikbaar fosfaat (P-Olsen) (Bekker 2009).

Voor herstel van voedselarme biotopen is het niet altijd nodig te ontgronden. Op plaatsen waar een eeuw geleden Grove dennenbos is aangelegd op de heide, heeft geen intensieve landbouw plaatsgevonden. Herstel van voedselarme biotopen is hier succesvol, doordat naast het kappen van de bomen, alleen de strooisellaag hoeft te worden opgeruimd. Omdat ontgronden niet nodig is, worden de zaadvoorraad in de bodem en de bodemorganismen niet verwijderd (Bekker 2009).

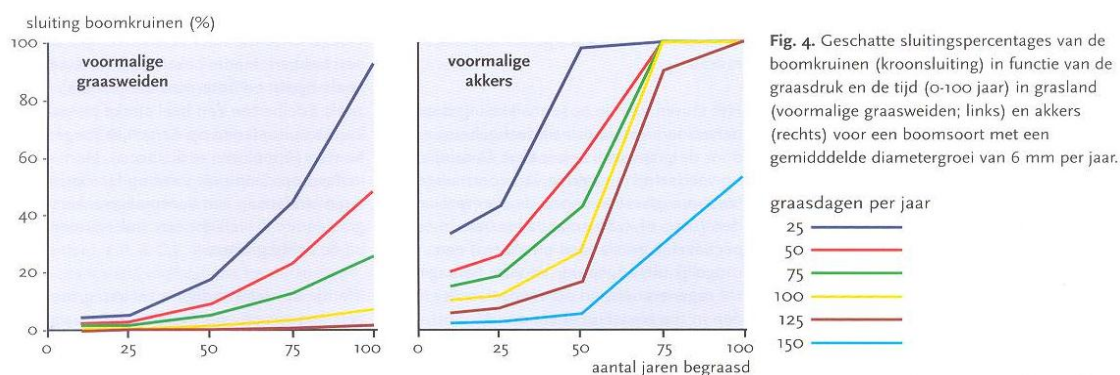
Ontgronden betekent niet alleen het verwijderen van nutriënten, maar ook van de zaadvoorraad in de bodem. Dit kunnen zowel kenmerkende soorten van voedselarme bodem, als niet-bedreigde soorten zijn. Een deel van de zaadvoorraad blijft achter in de bodem, gezien de ontwikkeling van een aantal soorten. Veel soorten van voedselarme bodem verschenen niet binnen tien jaar, hoewel ze op een afstand van minder dan 1 km aanwezig waren in nabij gelegen reservaten (Verhagen et al. 2001). Verbreiding van die soorten is klaarblijkelijk een beperkende factor. In 15 van 16 onderzochte reservaten vestigden zich dagvlindersoorten van voedselarme biotopen. Hun aantallen waren positief gerelateerd aan de grootte van het ontgronde terrein, het aantal jaren na ontgronden en de vestiging van kenmerkende plantengemeenschappen. 75% van de soorten in aangrenzende reservaten vestigde zich, maar de aantallen van de voorkomende Rode Lijstsoorten waren na tien jaar lager dan in de reservaten. Voor zeldzame soorten was de afstand tot de dichtst bij gelegen populatie een beperkende factor (Bekker & Wallis De Vries 2009; Wallis De Vries & Ens 2010).

De effecten van ontgronden worden beperkt door de achtergebleven hoeveelheden fosfaat, soms tot in de C-horizon. Samen met stikstof uit atmosferische depositie kan dit de toekomstige ontwikkeling van voedselarme biotopen frustreren (Lamers et al. 2009; Verhagen & Van Diggelen 2006). Tot 35 jaar na het verlaten van een akker kan nog ongeveer 25% van de bij het verlaten aanwezige voorraad fosfaat in de bovenste meter van de bodem zitten, ongeveer drie keer zoveel als in een heidebodem (Van der Wal et al. 2007). De vegetatieontwikkeling na ontgronden wordt in belangrijke mate geremd door de afwezigheid van een zaadvoorraad in de bodem. Het combineren van ontgronden en inzaaien bevordert het herstel van de vegetatie niet. Het afgraven tot de C horizon zorgt voor een drastische afname van het aantal bodemorganismen, die een geringe verbreidingscapaciteit hebben, met misschien negatieve gevolgen voor omzettingsprocessen van voedingsstoffen (Kardol et al. 2009).



## Beweiden

Voormalige landbouwgronden kunnen door beweiding niet worden omgezet in voedselarme biotopen. In plaats daarvan kunnen zich ruigtes vormen en struweel van doornige struiken, waarbinnen zich loofbomen ontwikkelen, die zonder de bescherming van de doornige struiken zouden worden opgegeten door de grazers (Bakker et al. 2011). Het lijkt het eerste stadium van parkachtige landschappen met veel variatie in structuur van de vegetatie, zoals in het rivierduinlandschap van het Junner Koeland bij Ommen (Olf et al. 1999). Dit landschap hebben beheerders vaak voor ogen bij grootschalige beweiding: het bevat naast de variatie in structuur ook veel soorten van voedselarme biotopen, maar dat heeft op het Junner Koeland te maken met het feit dat het nooit bemest is geweest. Op eeuwenlang beweeide graslanden op Öland in Zweden komen specialistische graslandsoorten vooral voor waar afwisseling bestaat van open grasland, struweel en bomen (Reitalu et al. 2012). Op voormalige landbouwgronden zijn op korte termijn meestal geen bijzondere plantensoorten te verwachten, echter de variatie in structuur van de vegetatie leidt tot het voorkomen van broedvogels als Grauwe klauwier, Geelgors, Roodborsttapuit. Dat betekent ook dat zich insecten hebben gevestigd (Bakker et al. 2011). Voormalige akkers zijn in het verleden sterker bemest dan voormalige grasweiden. Hierdoor kan alleen bij een hoge graasdruk worden voorkomen dat binnen 100 jaar gesloten bos ontstaat op voormalige akkers, terwijl dit op voormalige grasweiden pas ontstaat bij een lage graasdruk (Van Uytvanck 2011) (Figuur 17).

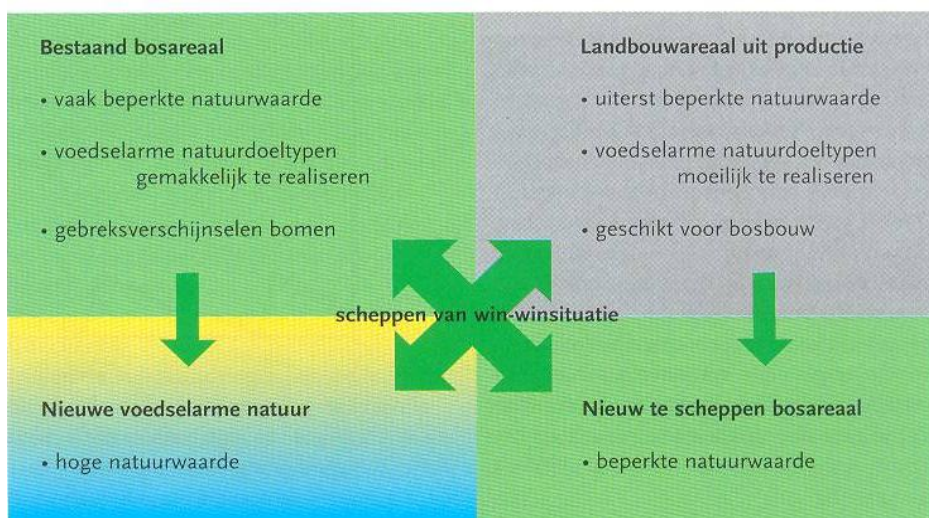


Figuur 17. Geschatte sluitingspercentages van de boomkruinen (kroonsluiting) in relatie tot de graasdruk en de tijd (0-100 jaar) in grasland (voormalige grasweiden) en akkers voor een boomsoort met een gemiddelde diametergroei van 6 cm/jaar (Van Uytvanck 2011).

Ontgronden is een drastische maatregel om de bodem weer voedselarm te maken na landbouwkundig gebruik. In een aantal gevallen komen de soorten van voedselarme biotopen weer terug, hetzij uit de zaadvoorraad in de bodem, hetzij door verbreiding uit de buurt. Voor een aantal soorten is verbreiding een probleem, onder anderen voor bodemorganismen. Doordat met name fosfaat soms diep in de bodem is weggezakt, is het voedselarm maken van de bodem niet altijd mogelijk. Hierdoor vormt depositie van stikstof uit de lucht een probleem. Om te voorkomen dat na ontgronden bos ontstaat wordt vaak vervolfbeheer in de vorm van beweiden toegepast. Zonder ontgronden hangt het af van de landbouwkundige voorgeschiedenis (akker of grasland) hoe de afwisseling tussen korte vegetatie, struweel en bos zich ontwikkelt bij verschillende dichtheden van beweiding.

### Niets doen

Door opzetten van de (grond)waterstand kan een terrein zo nat worden dat moeras kan ontstaan. Hier kan dan niet worden gemaaid. Als het terrein deel uitmaakt van een groter geheel en wordt beweide, zullen de grazers vrijwel niet in het moeras komen. Bij niets doen op verruigde graslanden en akkers van vochtige tot droge gronden zullen geleidelijk verschillende typen soortenarm bos ontstaan, afhankelijk van de bodem en hydrologische condities. Beheer is niet nodig, tenzij er naast de natuurfunctie een productiefunctie aan wordt toegekend. Intensieve landbouw heeft geleid tot een fosfaatfront dat soms wel tot op een meter diepte kan zitten. Ook diepploegen in het verleden heeft fosfaat tot diep in de bodem gebracht. Dit kan niet allemaal worden verwijderd door ontgronden. Niet alle voormalige landbouwgrond kan daardoor worden omgevormd tot voedselarme biotopen. Er zal een beheerd voedselrijk biotoop ontstaan, of er ontwikkelt zich bos dat o.a. kan worden benut voor houtproductie. Voor veel bestaande bossen geldt dat er te weinig inheemse boomsoorten zijn (er wordt deels aan gewerkt) dat er te weinig dood hout is (er wordt succesvol aan gewerkt), dat er weinig ontwikkelde bosranden en open plekken zijn, teveel bos in vakjes (er wordt mondjesmaat aan gewerkt), dat de bodem verzuurd is (mede doordat de meeste boomsoorten die worden aangeplant zuur strooisel maken), dat er te weinig struik- en kruidlagen zijn, dat er te weinig bos voorkomt op rijke (klei/leem) gronden (er wordt nauwelijks aan gewerkt). Deze beperkingen hebben verschillende oorzaken: deels door te jong bos, deels door het beperkt aantal soorten dat op arme zandgrond kan groeien, deels door te eenzijdig op productie gericht bosbeheer. De spontane ontwikkeling van bos op verschillende grondsoorten kan soelaas bieden. Anderzijds bieden bestaande bossen, zoals die aangelegd op de heide een eeuw geleden, weer goede mogelijkheden om te worden omgevormd tot voedselarme biotopen, omdat ze in het verleden nooit bemest zijn geweest (Smolders et al. 2009) (Figuur 18). Bosontwikkeling op voormalige landbouwgronden heeft door de vroegere bemesting echter gedurende decennia weinig kans op vestiging van kenmerkende soorten in de ondergroei (Baeten et al. 2009). Deze bossen kunnen wel van belang zijn voor biobrandstof of opslag van CO<sub>2</sub>. Cultuurhistorisch gezien is bosontwikkeling vooral van belang op de plekken waar vroeger ook bos was, vaak nog te herkennen aan het voorkomen van ondergroei-soorten als Bosanemoon of Grote muur. Het waren de groeiplaatsen van oude 'holten' en bosjes die de esgronden omzoomden.



Figuur 18. Wisselwerking tussen landbouwgrond en (Grove dennen)bos (Smolders et al. 2009).

Als het de bedoeling is spontane bosvorming te laten plaatsvinden is niets doen de enige optie. In tegenstelling tot de parkachtige landschappen die door beweiding kunnen ontstaan leidt niets doen tot gesloten bos. Bosontwikkeling op voormalige landbouwgronden heeft door de vroegere bemesting echter gedurende decennia weinig kans op vestiging van kenmerkende soorten in de ondergroei.

### *Vergroten*

Vergroting van een reservaat kan leiden tot veranderingen in strategie bij het gevoerde beheer, zoals in het geval van het Stroomdallandschap Drentsche Aa. Toen het Stroomdallandschap Drentsche A (tegenwoordig Drentsche Aa) in 1965 van start ging lag de nadruk op het beheer van gras- en schraallanden met de bedoeling ze door verschraling weer soortenrijker te maken (Ernst 1976). Dat beheer ging perceelsgewijs in het toen nog kleine en versnipperde reservaat. Elk graslandperceel dat werd verworven kreeg het beheer van hooien en op de drogere gronden beweiden. Percelen waarin orchideeën stonden waren niet toegankelijk voor bezoekers. Het beheer was in feite gericht op het herstel van het cultuurhistorisch bepaalde halfnatuurlijk landschap van vóór de invoer van kunstmest met de soortenrijke madelanden langs de beek, heide op de hogere gronden en bos. Met de vergroting van het reservaat en nieuwe inzichten in de landschapsecologie, veranderde ook het beheer. Het werd meer systeemgericht. De (grond)waterhuishouding werd aangepast, waardoor moerasvorming mogelijk werd. Beweiding werd grootschalig, waardoor perceelgrenzen vervaagden (met cultuurhistorische verliezen) en op natte delen waar het vee niet graag kwam ontstond bos. Verschrallend hooibeheer in steeds meer percelen had veel succes. Het werd bezoekers niet meer kwalijk genomen als ze een perceel ingingen om orchideeën te fotograferen. Ze staan langs wandelroutes die hier en daar door de madelanden lopen. Een bijkomend effect van vergroting van het reservaat is de vermindering van het randeffect van atmosferische depositie vanuit de landbouw. Het afwateringsgebied van de beken die samen de Drentsche Aa vormen is ongeveer 30.000 ha. Dat betekent dat delen van de waterhuishouding in het afwateringsgebied nog worden gestuurd door landbouwgebieden rondom het beekdalsysteem. Met name in de benedenloop leidt dit tot problemen. Ondanks de huidige omvang van het reservaat (ongeveer 4000 ha), staan de milieucondities plaatselijk onder druk.

In het algemeen leidt vergroting van een reservaat tot meer variatie in milieucondities, meer mogelijkheden voor de beheerder, grotere soortenrijkdom, goedkoper beheer/ha en meer mogelijkheden voor recreanten. Daar staat tegenover dat broedvogels negatief beïnvloed worden door de vergrote toegankelijkheid van een reservaat, zoals Boomleeuwerik en Nachtzwaluw in stuifzanden (Bijlsma 2006). Daarom moeten zones kunnen worden benoemd waar met name de gebruiksfunctie recreatie kan worden gericht op de doelen van de Natura 2000-gebieden, door ze af te sluiten voor recreatief medegebruik (Opdam & Wieringa 2010).

Bij vergroten van een reservaat worden bijgevoegde delen vaak deels ontgrond en ontstaat een mengsel van voedselarm gebied en wel of niet ontgrond, voedselrijk gebied. Als vervolgbbeheer na ontgronden wordt vaak beweiding toegepast. Het lijkt een goede gedachte om nog bestaande voedselarme gebieden, ontgronde delen en nog niet ontgronde delen integraal te beweiden. Op die manier kunnen de grazers, behalve bosvorming tegengaan, zaden van het voedselarme gebied door het hele terrein verbreiden. De grazers foerageren echter vooral in het nog niet ontgronde deel, met de hoogste voedselkwaliteit, en brengen via hun mest zaden naar het voedselarme deel dat daardoor kan vergrassen. Er vindt dus wel transport van zaden plaats, maar in de verkeerde richting (Mouissie 2005). De voedselarme delen ontvangen zaden van soorten van voedselrijkere delen en verruigen. Soms worden daarom de meest voedselarme terreingedeelten weer uitgerasterd (Staatsbosbeheer Drentsche Aa). Als bij vergroten van een reservaat beweiding wordt toegepast kan soms een voormalig gehooide deel binnen het vergrote reservaat vallen. De grazers worden geacht een vergelijkbare invloed als hooien te bewerkstelligen. Om variatie in structuur van de vegetatie te

verkrijgen is de beweiding meestal extensief. Dit kan ertoe leiden dat het voormalig gehooide terrein nauwelijks wordt bezocht door de grazers. Het gevolg is verlies van kenmerkende Rode Lijstsoorten voor hooiland, doordat het terrein dichtgroeit. Soms wordt daarom toch gehooide binnen een groot beweide terrein (Utrechts Landschap Grebbeberg). Beide voorbeelden laten zien dat bij grootschalig beweiden het doel, namelijk handhaven of herstellen van landschappelijke kwaliteiten en daarin voorkomende soorten, niet ondergeschikt moet worden gemaakt aan het middel van beweiden.

Het streven naar zeer grootschalige natuurgebieden leidt tot grote winst voor de natuur, omdat in grotere landschappen soorten voorkomen die onvoldoende ruimte krijgen in kleinschaliger natuurgebieden, met name predatoren (Piersma & Olff 2010).

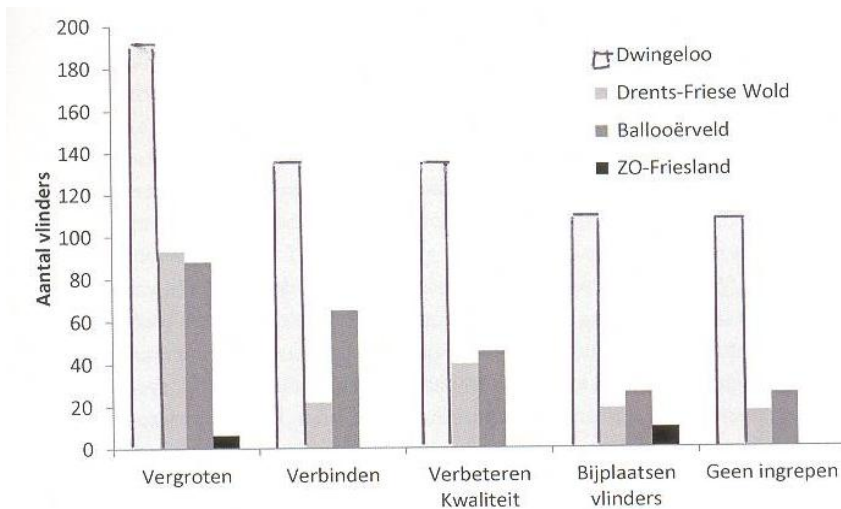
Voor duurzame instandhouding van habitattypen en -soorten, is bescherming van de huidige Natura 2000-gebieden niet voldoende vanwege de genoemde problemen van verdroging, vermessing, verzuring, versnippering. Op een aantal plaatsen is daarom uitbreiding van reservaten nodig. Van belang is ook dat grotere reservaten een betere wisselwerking hebben met de aangrenzende omgeving erbuiten dan kleinere reservaten (Laurance 2012).

Bovendien wordt agrarisch natuurbeheer voor o.a. weidevogels effectiever wanneer het wordt ingezet in rond reservaatgebieden met dezelfde natuurdoelen (Kleijn 2012). Een belangrijk voordeel van het vergroten van gebieden is dat de beheerkosten/ha in grote gebieden kleiner zijn dan in kleine gebieden (Balmford et al. 2003).

Vergroten van gebieden leidt ook tot grotere populaties van planten en dieren met meer genetische variatie en daardoor betere overleving (Ovaskainen 2012). Of dit ook geldt voor smalle verbindingzones tussen gebieden, bijvoorbeeld ecoducten, is niet duidelijk. Er worden wel dieren(sporen) waargenomen op ecoducten. Zonder genetische analyse van gescheiden populaties aan weerskanten van een ecoduct is niet duidelijk of deelpopulaties daadwerkelijk worden verbonden (Honnay 2010).

Verbindingzones zouden een rol kunnen spelen voor populaties van groepen (o.a. zoogdieren en reptielen), maar niet in landschapsecologische zin, zoals de grondwaterhuishouding.

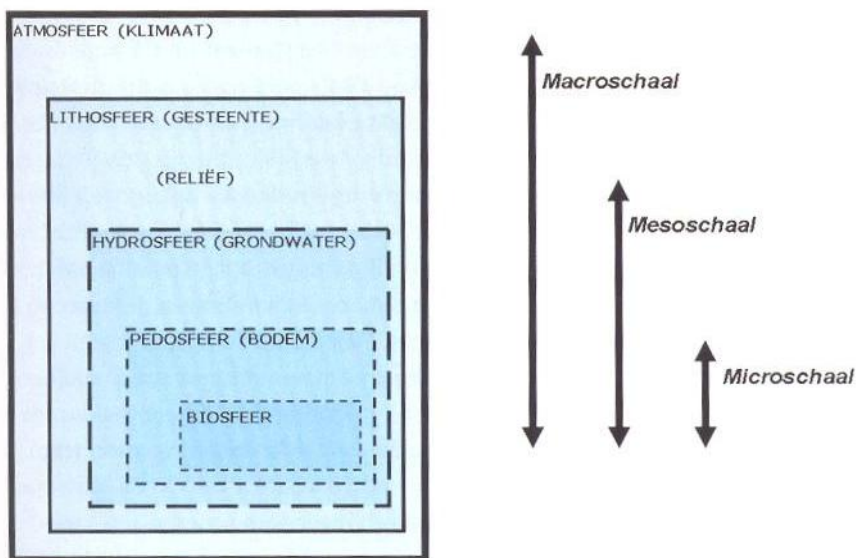
Verschillende ruimtelijke en financiële scenario's voor herstelbeheer van populaties van de vlindersoort *Gentiaanblauwtje* in Noord-Nederland zijn modelmatig onderzocht door Radchuk et al (2012). Het vergroten van leefgebied is de meest kosteneffectieve maatregel voor drie netwerken en bijplaatsing is dat voor het kleinste netwerk in Zuidoost-Friesland (Figuur 19). Vergroten van het leefgebied was qua kosteneffectiviteit het gunstigst, gevolgd door hetzij verbeteren van kwaliteit van het leefgebied of het creëren van verbindingzones, afhankelijk van de ruimtelijke configuratie van de populaties. Herintroductie werd meestal als inefficiënt beoordeeld, behalve in een sterk versnipperde situatie zoals in Zuidoost-Friesland. Het meewegen van de kosten in de beslissingen kan leiden tot verschillende uitkomsten. Wanneer alleen naar te herstellen oppervlakke wordt gekeken, is de ontwikkeling van nieuw leefgebied in verbindende schakels soms effectiever dan het vergroten van bestaand leefgebied, maar omdat het eerste duurder is, levert het laatste meer op bij dezelfde kosten (Wallis De Vries 2012).



Figuur 19. Voorspelde levensvatbaarheid van vier Nederlandse populatienetwerken van het Gentiaanblauwtje bij gelijke financiële investering in verschillende herstelscenario's. Weergegeven is de populatiegrootte waarbij de kans 50% is dat de populatie over een periode van 200 jaar beneden deze omvang belandt (Radchuk et al. 2012).

#### *Van standplaats tot landschap*

Veel van de bovengenoemde beperkingen voor beheer en herstel van de natuur, zijn terug te voeren op het te kleinschalig perspectief van de standplaats van een plant (microschaal, figuur 20). Opschalen van herstelmaatregelen naar de schaal van het landschap biedt de mogelijkheid de (grond)waterhuishouding beter te regelen, doordat grondwater over een grote afstand kan toestromen en ook voor tijdelijke overstroming is er ruimte (mesoschaal, figuur 20). Veel diersoorten gebruiken verschillende onderdelen van een landschap om te foerageren, zich voort te planten, te overwinteren. Grotere predatoren kunnen hun plek in het voedselweb innemen op de schaal van het landschap.



Figuur 20. Reikwijdte van de drie gehanteerd schalen in het rangordemodel van figuur 1, pag. 6 (Schipper et al. 2010).

Voor successiestadia van pionier tot climax van verschillende grootte bestaat ruimte op de schaal van het landschap (Lammerts et al. 2009). Opties waarvoor in een klein reservaat moet worden gekozen, omdat ze strijdig zijn met elkaar (Bakker et al. 2012) (bijvoorbeeld open duin voor Tapuit, duinstruweel voor Nachtegaal, gehooide vochtig schraalland, moeras dat te nat is om te hooien, kwelder met korte vegetatie voor ganzen, kwelder met hoge vegetatie voor



insecten), kunnen op de schaal van het landschap samen worden gerealiseerd. Bovendien kunnen door overgangen tussen afzonderlijke biotopen nieuwe biotopen worden gecreëerd. In stand houden of verbeteren van landschappen en soorten waarvoor internationale verantwoordelijkheid geldt is het doel, processen zijn middelen het doel te bereiken: 'Begrazen is een middel om het landschap te beheren en te ontwikkelen' (Groninger Landschap 2011). Zeker vanuit voormalige landbouwgronden en door nieuw binnenkomende soorten door klimaatverandering kunnen nieuwe systemen (novel ecosystems) ontstaan met andere biobouwers dan we tot nu toe kennen (Hobbs et al. 2006). Soms moet worden erkend dat er beperkingen zijn in de mate waarin beheer de uitkomst van natuurlijke processen kan bepalen. Veranderingen in neerslagpatronen en effecten op de (grond)waterhuishouding en de samenstelling van oppervlaktewater als gevolg van klimaatveranderingen kunnen het beste worden opgevangen door grote landschapsecologische eenheden (Witte et al. 2012).

Bijkomend voordeel van natuurbeheer op landschapsschaal is dat enerzijds de aantrekkelijkheid voor recreanten toeneemt door de mogelijkheid het landschap te beleven en anderzijds grote gebieden minder kwetsbaar zijn voor recreatiedruk dan kleine reservaten. Mogelijkheden voor herstel of ontwikkeling op mesoschaal (figuur 20) hangen af van de volgende criteria (een gebied hoeft hierbij maar aan één van de criteria te voldoen, omdat de criteria hangen af van het type landschap) (Schipper et al. 2010, Van Montfort et al. 2011):

- 1) De relatie tussen infiltratie- en kwelgebieden kan worden verbeterd of hersteld en daarmee de gehele gradiënt van regenwater naar grond- en oppervlaktewater;
- 2) Zoet - zout gradiënten kunnen worden hersteld;
- 3) Overstromingsvlakten in het laagveengebied, aansluitend op rivier- en beekdalen, kunnen weer gaan functioneren (inclusief samenstelling van het oppervlaktewater);
- 4) Erosie, sedimentatie en inundatie kunnen weer worden toegelaten in (een deel van) het natuurlijke winterbed van rivier- en beekdalen;
- 5) Via erosie, sedimentatie en inundatie is herstel of verbetering in zand- en kustgebieden mogelijk en daarmee kan duinvorming en uitstuiving tot aan het grondwater plaatsvinden;
- 6) Het grondwater kan duurzaam in de veenbasis van hoogveengebieden omhoog worden gebracht en de relatie tussen hoogveen en omliggende kwelgebieden kan worden verbeterd of hersteld. Hierdoor wordt de gehele gradiënt van regenwater naar grond- en oppervlaktewater in een deel van het gebied ontwikkeld.

### *Natuurlijke dynamiek*

De natuurlijke krachten van water, wind, sedimentatie kunnen vooral tot uiting komen in de min of meer natuurlijke landschappen langs de kust zoals duinen en kwelders. Op plekken waar de buitenste duinenrij (de zeereep) niet langer wordt vastgelegd gaat zand verder naar binnen gelegen duinen overstuiven. Het kalkrijke zand gaat verzuring van de bodem tegen en leidt tot herstel van vegetatie van kostmossen en kruiden (Ketner-Oostra & Sýkora 2012). Kwelders op de eilanden en de overgangen naar duinen en strand lijken een natuurlijke dynamiek te kennen van vastleggen van sediment en erosie. Echter een groot deel van het oppervlak kwelder op de eilanden is het gevolg van de aanleg van stuifdijken. Bovendien worden veel kwelders beweide, hetgeen ze halfnatuurlijk maakt (Esselink et al. 2009).

Vastelandkwelders zijn nog minder natuurlijk, aangezien ze in het noorden het resultaat zijn van vakken van 200m x 200m van rijshoutdammen met het oog op versnelde sedimentatie: de kwelderwerken. In zuidwest Nederland is in het verleden Engels slijkgras aangeplant om sedimentatie te versnellen. Terwijl in het verleden nog dynamiek plaats vond door erosie en nieuwe sedimentatie van vastelandkwelders, is dat tegenwoordig niet mogelijk in verband met kustverdediging. Binnen het internationale Waddengebied houdt het 'wildernis concept' in dat de vastelandkwelders natuurlijk moeten worden gemaakt door de kwelderwerken en de beweiding te stoppen. De gevolgen zijn goed gedocumenteerd in Nederland en laten zien dat het hoge gras Zeekweek gaat overheersen (Dijkema & Van Duin 2012). Hierdoor neemt het aantal soorten planten af, maar ook hazen en overwinterende ganzen verdwijnen grotendeels (Bos et al. 2005). Een hoge vegetatie is daarentegen wel positief voor broedende zangvogels (Mandema et al. 2012). Wanneer een kwelder groot genoeg is, kan de op onbeweide kwelders

toenemende Zeekweek wel spontaan verdwijnen op plekken die te nat zijn. De soort wordt dan vervangen door het nog hogere Riet (Veeneklaas et al. 2012). Het 'biodiversiteitsconcept' voor kwelders houdt in dat doelen worden geformuleerd en op basis daarvan wordt bepaald of een kwelder beweid moet worden en zo ja, met welke veedichtheid (Bakker et al. 2003). Om de beperkende factor van de krachten van wind en water op te heffen bestaan plannen gaten in stuifdijken te maken op eilandkwelders in het Waddengebied (Lammerts et al. 2009). Het omzetten van zomerpolders in kwelders is al uitgevoerd langs de vastelandkust van Friesland. Gaten in zomerkades maken het mogelijk dat sediment wordt afgezet, waardoor de bodem hoger komt te liggen, hetgeen ook positief is vanuit het perspectief van kustverdediging. Uit een overzicht van 70 verkwelderde (zomer)polders in noordwest Europa bleek dat succesvol herstel van kwelders positief was gerelateerd aan de hoogte ten opzichte van Gemiddeld Hoog Water, de aanvoer van sediment en de grootte van het terrein. Nieuwe kwelders bevatten meer kenmerkende soorten wanneer vervolgbeheer van hooien of beweiden plaatsvond dan zonder vervolgbeheer (Wolters et al. 2005). Langs de grote rivieren zijn nevengeulen gegraven om de rivier meer ruimte te geven. In de Millingerwaard zijn weliswaar nieuwe oeverwallen gevormd, maar er is weinig variatie in stromingsdynamiek. Kwelwater zorgt ervoor dat water tot een paar maanden blijft staan en kan leiden tot moerasvorming (Verberk et al. 2009). Als in overloopgebieden het bij hoogwater ingelaten water niet zo snel mogelijk wordt afgevoerd, maar door verdamping geleidelijk verdwijnt, ontstaat moeras en kale bodem, zodat de successie wordt teruggezet, zoals in het Zuidlaardermeergebied (Van der Eijk 2012).

Voor duurzame instandhouding van habitattypen en –soorten, is bescherming van de huidige Natura 2000-gebieden niet voldoende vanwege de genoemde problemen van verdroging, vermesting, verzuring, versnippering. Op een aantal plaatsen is daarom uitbreiding van reservaten nodig.

Opschalen van herstelmaatregelen naar de schaal van het landschap biedt de mogelijkheid de (grond)waterhuishouding beter te regelen, doordat grondwater over een grote afstand kan toestromen en ook voor tijdelijke overstroming is er ruimte (mesoschaal, figuur 20). In grote gebieden bestaat minder last van atmosferische depositie vanuit de omgeving. Veel diersoorten gebruiken verschillende onderdelen van een landschap om te foerageren, zich voort te planten, te overwinteren. Grotere predatoren kunnen hun plek in het voedselweb innemen op de schaal van het landschap. Voor successiestadia van pionier tot climax van verschillende grootte bestaat ruimte op de schaal van het landschap. Alleen in grote gebieden bestaat voldoende ruimte voor grootschalige dynamiek. Verschillende opties voor beheer waarvoor in een klein reservaat moet worden gekozen, omdat ze strijdig zijn met elkaar kunnen op de schaal van het landschap naast elkaar worden gerealiseerd. Bovendien kunnen door overgangen tussen afzonderlijke biotopen nieuwe biotopen worden gecreëerd. Vergroten van gebieden leidt ook tot grotere populaties van planten en dieren met meer genetische variatie dus betere overleving.

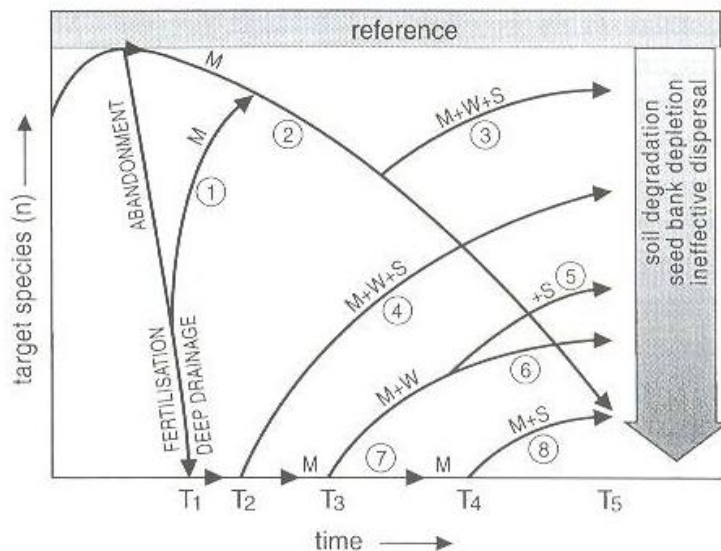
Grote reservaten hebben een betere uitwisseling met aangrenzende gebieden erbuiten dan kleine reservaten. Een belangrijk voordeel van het vergroten van gebieden is dat de beheerkosten/ha in grote gebieden geringer zijn dan in kleine gebieden.

In het algemeen leidt vergroting van een reservaat tot meer variatie in milieucondities, meer keuzemogelijkheden voor de beheerder, grotere efficiëntie van beheer, grotere soortenrijkdom, gemakkelijker realisatie van internationale doelstellingen, goedkoper beheer/ha, meer mogelijkheden voor ecosysteemfuncties zoals meer mogelijkheden voor recreanten.

### *Vernatten*

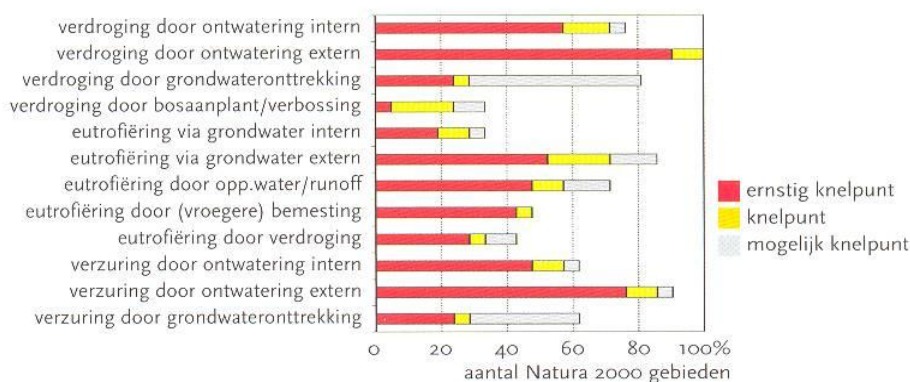
Vernatten is een optie voor verbetering van duinvalleien, blauwgraslanden, laagveen, hoogveen, beekdalen. Een verhoging van de grondwaterstand met 30 cm in een terrein op klei met veen resulteerde in een toename van soorten van natte biotopen binnen vijf jaar, onafhankelijk van het type maairegim (Oomes et al. 1996). Herstel van duinvalleien heeft vaak succes door vernatting in combinatie met ontgronden (Grootjans et al. 2002a). Blauwgraslanden worden bedreigd door verdroging, vermesting en verzuring. Herstel op zandige plaatsen in het hoge Pleistocene deel van Nederland is alleen kansrijk wanneer de hydrologische omstandigheden niet sterk zijn aangetast, of wanneer vernatten wordt gecombineerd met plaggen. Ondiepe laagtes kunnen versneld zuur regenwater afvoeren, waardoor lokale kwel van basenrijk grondwater weer in het maaiveld kan komen. Soorten die zich hervestigden waren afkomstig van de langlevende zaadvoorraad in de bodem, of van nog aanwezige bronpopulaties elders in het reservaat in het geval van soorten met een kortlevende zaadvoorraad, zodat verbreiding geen probleem vormde (Jansen et al. 2000). Herstel van blauwgraslanden in het lage Holocene deel van Nederland is moeilijker dan in het Pleistocene deel gezien de grootschaliger aantasting van het (grond)watersysteem (Grootjans et al. 2002a). Herstel door overstroming in de winter en het voorjaar met aanvullend plaggen leidde niet tot succes. Her-introduceren van kenmerkende soorten hielp niet. Klaarblijkelijk bevatte het overstromingswater te weinig basische kationen (Van Duren et al. 1998). Bij het vernatten van laagveen wordt soms van buiten het reservaat zeer voedselrijk water ingelaten met een hoge belasting van fosfaat, ammonium en nitraat. Het ingelaten boezemwater is ook erg alkalisch en stimuleert de afbraak van veen en daarmee de baggervorming en het vrijkomen van nutriënten. Verhoogde concentraties van sulfaat en nitraat versterken de afbraak nog meer (interne eutrofiëring). Door terugdringen van bemesting en uitgekiend hydrologisch beheer kan de waterkwaliteit sterk worden verbeterd: laag fosfaatgehalte en goed doorzicht van het water. Hierdoor kan in de kleine onderdelen van het watersysteem, met name petgaten, weer verlanding optreden. De ontwikkeling van soortenrijke oevers verloopt moeizaam. Het herstel van trilvenen is nog lastiger, o.a. door gebrekkige verbreiding van doelsoorten (Lamers et al. 2005). Hoogveenrestanten kunnen worden vernat door regenwater vast te houden door middel van een systeem van dammen. In meerdere gebieden ontwikkelden zich bultvormende veenmossen, meestal ontstond een drijvende laag Waterveenmos of een zure veenplas. Verder bleef Pijpenstrootje over grote oppervlakten de vegetatie overheersen en vestigden zich berken. Veenmosvorming is mogelijk wanneer het veenpakket waarop de mossen groeien, kan krimpen en zwellen met de fluctuatie van de waterstand (Natuurmonumenten et al. 2011). Wanneer de randvoorwaarde van voldoende gebufferd grondwater in de veenbasis is vervuld, biedt dit ook mogelijkheden om in en om de veenrestanten mozaïeken en gradiënten in zuurbuffering te creëren. Hoge en stabiele waterstanden helpen tegen verdroging, maar gaan vergrassing niet altijd tegen (Van Duinen et al. 2009). Uit een overzicht van ruim 90 herstelprojecten van natte biotopen in West-Europa bleek dat vernatten alleen weinig kansrijk was (Klimkowska et al. 2007). De combinatie met ontgronden was wel succesvol. Herintroductie van plantensoorten leverde alleen succes in combinatie met ontgronden. Een overzicht van combinaties van maatregelen, mogelijkheden en beperkingen op het gebied van milieuecondities en aanwezigheid van doelsoorten bij herstel van natte biotopen is weergegeven in Figuur 21 (Grootjans et al., 2002b)





Figuur 21. Conceptueel model van het voorkomen van doelsoorten (reference) in natte biotopen met herstelbeheer. Voortzetten van traditioneel beheer (hooien zonder bemesting) in reservaten kan niet altijd het lokaal uitsterven voorkomen van bedreigde soorten door invloeden van buiten een reservaat. Herstelbeheer, bijvoorbeeld vernatten en plaggen zijn minder effectief na lang blootstellen aan deze negatieve invloeden. Herstel van traditioneel beheer voor her-vestiging van doelsoorten heeft alleen succes na een korte periode van niets doen. Hoe langer intensieve landbouw heeft plaats gevonden, hoe moeilijker het wordt met traditioneel beheer hervestiging van kenmerkende soorten te bewerkstelligen. M=hooien en bemesten, W=vernatten, S=plaggen. (Grootjans et al. 2002b).

Vernatten in beekdalen wordt gezien als een mogelijkheid om de effecten van verdroging, vermesting en verzuring binnen en buiten beekdalreservaten teniet te doen (Aggenbach et al. 2009) (Figuur 22). Een mogelijkheid is het herstel van het vroeger toegepaste systeem van bevoeiing. In een sterk verzuurd perceel langs de Reest was de bodem minder zuur na vijf jaar bevoeien met water vanuit de beek (Kemmers et al. 2007). Bevoeien kan misschien de functie overnemen van kwel met de aanvoer van bufferende stoffen als calcium en ijzer.



Figuur 22. Directe en indirecte effecten op beekdalen met een Natura 2000-status (N=21) als gevolg van veranderingen in de (grond)waterhuishouding. (Aggenbach et al. 2009).

Vernatten is een optie voor verbetering van duinvalleien, blauwgraslanden, laagveen, hoogveen, beekdalen. Vernatten in beekdalen wordt gezien als een mogelijkheid om de effecten van verdroging, vermesting en verzuring binnen en buiten het beekdalreservaat teniet te doen. Herstel van blauwgraslanden in het lage Holocene deel van Nederland is moeilijker dan in het Pleistocene deel gezien de grootschaliger aantasting van het (grond)watersysteem. Herstel van duinvalleien heeft vaak succes door vernatting in combinatie met ontgronden. Bij het vernatten van laagveen wordt soms van buiten het reservaat zeer voedselrijk water ingelaten met een hoge belasting van fosfaat, ammonium en nitraat. Het ingelaten boezemwater is ook erg alkalisch en stimuleert de afbraak van veen en daarmee de baggervorming en het vrijkomen van nutriënten. Verhoogde concentraties van sulfaat en nitraat versterken de afbraak nog meer (interne eutrofiëring). De ontwikkeling van soortenrijke oevers verloopt moeizaam. Het herstel van trilvenen is nog lastiger, o.a. door gebrekkige verbreiding van doelsoorten. Uit een overzicht van ruim 90 herstelprojecten van natte biotopen in West-Europa bleek dat vernatten alleen weinig kansrijk was. De combinatie met ontgronden was wel succesvol. Herintroductie van plantensoorten leverde alleen succes in combinatie met ontgronden.

### *Herintroductie*

Na uitvoering van maatregelen zoals ontgronden en vernatten bestaat de indruk dat de milieucondities voor soorten van het gewenste biotoop zijn gerealiseerd. Als de kenmerkende soorten echter niet terugkeren is er nog geen positief resultaat geboekt. Veel auteurs van rapportages van herstelbeheer vermoeden dat het achterwege blijven van soorten te maken heeft met gebrekkige verbreiding. Als uit eerder verzamelde gegevens duidelijk is dat de soort in het herstelde gebied voorkwam en zich niet vestigt, is aannemelijk dat er geen langlevende zaadvoorraad in de bodem was. Komt de soort niet in de regio voor, waardoor verbreiding vanuit een naburige bronpopulatie onwaarschijnlijk is en is de verbreidingscapaciteit van de soort laag (Ozinga et al. 2009), kan herintroductie van planten worden overwogen. In combinatie met andere maatregelen wordt herintroductie van planten vaker voorgesteld en toegepast in verschillende biotopen: heide (Dorland et al. 2005; Bekker et al. 2005), natte biotopen (Klimkowska et al. 2007). Vooral herintroductie van biobouwers als Groot zeegras (Van Katwijk 2012) en mosselen (Van der Heide et al. 2012) op het wad is van belang omdat ze de basis zijn voor een heel ecosysteem, waarin zich spontaan veel soorten kunnen vestigen.

Uit een overzicht van verschillende methoden van herintroductie in Centraal en Noordwest Europa blijkt zowel het inbrengen van zaadmengsels van kenmerkende plantensoorten, maaisel met zaden, zoden van doelvegetatie met zaden, succes kunnen hebben. Het meeste succes ten aanzien van de vestiging van kenmerkende soorten werd gevonden op plekken met kale bodem na ontgronden van landbouwgrond of na mijnbouw. Plekken met bestaande vegetatie zonder verstoren van de bodem en langdurig gebruikte landbouwgronden hadden minder kans op succes (Kiehl et al. 2010). Een beperking lijkt te zijn dat algemene plantensoorten zich gemakkelijker vestigen dan zeldzame soorten (Tiika et al. 2001). Dat kan te maken hebben met de ongeveer drie keer hogere gevoeligheid voor ammoniak  $\text{NH}_4$  in de bodem en de ammonium/nitraat  $\text{NH}_4/\text{NO}_3$  verhouding van zeldzame soorten vergeleken met die van algemene soorten in heide en schrale graslanden. Ook de ecologische amplitudo (zuurgraad, calcium, uitwisselingscapaciteit van kationen CEC), voor zeldzame soorten is smaller dan die voor algemene plantensoorten (Kleijn et al. 2008).

Ontgronden reduceert ook bacteriën, schimmels en nematoden in de bodem. Bovendien kent de bodem van voormalige landbouwgrond een verarmd bodemleven. Het experimenteel inbrengen op kale bodem van deze organismen behorend bij de te ontwikkelen vegetatie, leidde niet tot de versnelde vestiging van deze ook experimenteel ingezaaide plantensoorten. Klaarblijkelijk heeft elk stadium in de reeks van pionier naar climax van de vegetatie, haar eigen kenmerkende gemeenschap van bodemorganismen (Kardol et al. 2008). Het bodemleven in ingegraven plaggen van de doelvegetatie ging meer lijken op dat van het ontgronde terrein, dus voor bodemleven waren de plaggen geen bronpopulatie, in

tegenstelling tot de verwachting (Kardol et al. 2009). Dat bodemorganismen een rol spelen blijkt uit de soms snelle vestiging van Struikheide op voormalige landbouwgrond. Wanneer nog aanwezige zaden van Struikheide kiemen en een associatie vormen met de juiste mycorrhiza schimmels, kunnen heideplanten zich vestigen voordat de zode wordt gesloten met andere soorten (Van der Wal & De Boer 2008).

Herintroductie van grotere dieren is succesvol. Raven en Ooievaars worden weer gezien binnen en buiten reservaten: ze kunnen zich gemakkelijk bewegen door het landschap. Bever en Otter verlaten ook het gebied waar ze zijn uitgezet, maar dat leidt vaak tot verkeersslachtoffers. Otters werden in 2002 uitgezet in het Nationaal Park Wieden-Weerribben. Van alle uitgezette dieren werden bloedmonsters genomen voor genetische analyse. Later werden ook monsters genomen van verse keutels die werden gevonden. Verkeersslachtoffers buiten het gebied bleken jonge mannetjes te zijn, die het uitzetgebied hadden verlaten. Daarom is bij het uitzetten van nieuwe dieren besloten alleen nog maar vrouwtjes uit te zetten rondom de primaire uitzetgebieden: de mannetjes zouden immers vanzelf wel komen. Hieruit blijkt dat herintroducties van dieren vergezeld dienen te gaan van genetische analyses (Koelewijn & Kuiters 2011).

#### *Voedselweb*

Herstelbeheer is niet alleen een zaak van een combinatie van planten, inclusief hun verbreiding, en milieucondities. Ook de interactie met andere organismen speelt klaarblijkelijk een rol, zoals bij herintroductie. De positie van organismen/doelsoorten binnen het voedselweb en hoe herstelbeheer daarop kan/moet inspelen is een vrijwel onontgonnen terrein. Voedselwebben zijn vaak niet meer compleet. Het stoppen met de jacht op ganzen heeft ertoe geleid dat de beschermde ganzen sterk in aantal zijn toegenomen. Naast het bieden van goede kwaliteit voedsel voor de ganzen in Nederland (Van Eerden et al. 1996), speelt het ontbreken van predatoren een belangrijke rol. Hierbij spelen top-down problemen in het voedselweb een rol. Anderzijds leidt successie in de duinen tot het verdwijnen van larven van de Kleine junikever met als gevolg afname van de voedselbron voor Grauwe klauwier en Tapuit (Lammerts et al. 2009). Hier ligt dus een bottom-up probleem in het voedselweb. Hervestiging van mossel- en kokkelbanken in de Waddenzee is een probleem, zelfs na het stoppen van de mechanische kokkelvisserij. Uit experimenten is de conclusie getrokken dat jonge kokkels en mosselen een stabiele ondergrond nodig hebben en daarnaast gevrijwaard moeten zijn van predatie door garnalen en krabben. Wellicht zijn die predatoren de afgelopen decennia in aantal toegenomen doordat hun predatoren zijn weggevist (Van der Heide et al. 2012).

Herintroductie wordt succesvol toegepast om soorten die worden verwacht op grond van verbeterde milieucondities, maar door versnippering van het landschap grote afstanden moeten overbruggen, zich toch in een vergroot biotoop te laten vestigen. Algemene soorten vestigen zich gemakkelijker na herintroductie dan zeldzamere Rode Lijstsoorten met hun smallere ecologische amplitudo. De rol van bodemorganismen voor planten en predatoren voor dieren lijkt cruciaal voor succes van herintroductie. Recent worden pogingen ondernomen met de herintroductie van biobouwers als mossels en zeegras om de vestiging van ander soorten in het voedselweb mogelijk te maken.

## 5. Inventarisatie van grote ingrepen

Inventarisatie van 20 ingrepen met ontgronden en vernatten levert een beeld dat in lijn is met bovengenoemde literatuur. De ingrepen om de resultaten van vergaande successie tegen te gaan (ophoping van strooisel, struweelvorming) in bestaande biotopen leverden het gewenste resultaat in de duinen van Ameland, Voorne en Kapengloep, in de venen van Nieuwkoopse Plassen, Oude Venen en Harener Wildernis, op schelpenbanken in de Bocht fan Molkwar. In enkele gevallen was dit zo succesvol, dat vervolgbeheer de eerste jaren niet nodig was (Tabel 1). De knelpunten bij het beheer van behoud van biotopen bleken niet altijd te zijn opgelost bij het creëren van nieuwe biotopen: de beheerder werd nog vaak geconfronteerd met de effecten van verdroging, verzuring, vermessing en versnippering. Uit de inventarisatie blijkt dat het tegengaan van vergaande successie van bestaande biotopen kan worden aangepakt door een grote ingreep als duinstruweel verwijderen, een petgat uitgraven. Dit is ook efficiënt in de zin dat gedurende enkele decennia geen vervolgbeheer nodig is.

Ingrepen om nieuwe biotopen te creëren vanuit landbouwgrond vonden plaats door vernatten in weidevogelreservaten Sinoutskerke en Medenertilsterpolder, getij toelaten na doorsteken van zomerkade of dijk in Noard Fryslân Bûtendyks en Tiengemetten, verzilten binnendijks Zuidkust Schouwen, Ruidhorn en Klutenplas door zoute kwel te bevorderen en ontgronden, bouwvoor verwijderen in Dellebuurster Heide, Ellersinghuizerveld, Noordlaarderbos, vernatten beekdal in Smeerling, overloopgebieden met vernatten en meanders graven in Eelder- en Peizermeden en Westerbroekstermedepolder. Het creëren van nieuwe biotopen vanuit landbouw door ontgroning, vernatting, verzilting, hermeandering is een succes in die zin, dat het nieuwe systeem voedselarm en natter is en daardoor meer soorten planten en dieren bevat dan het voormalige landbouwsysteem. Maar dat is geen kunst gezien de armzalige staat van de natuur in de huidige landbouwsystemen. Er zijn echter weinig ingrepen waarbij de beheerders niet worden geconfronteerd met beperkingen: problemen met de landbouwkundige voorgeschiedenis door fosfaat in de bodem, de landbouwkundige ontwatering in de omgeving, te weinig doorstroming van kwelwater, atmosferische depositie en gebrek aan een breed palet van soorten. Dit heeft tot gevolg dat algemene soorten wel verschijnen, waaronder een beperkt aantal Rode Lijstsoorten, maar veel kenmerkende soorten het nog laten afweten. Voor een aantrekkelijk landschap en recreatieve doelen kan dat overigens voldoende zijn.

Hier komt bij dat na de eenmalige grote ingreep regelmatig vervolgbeheer nodig is om te voorkomen dat verruiging en later bosvorming optreedt. In alle gevallen was vervolgbeheer nodig als het de bedoeling was schraalland te creëren, opslag tegengaan, voorkomen dat het nieuwe biotoop snel veranderde in bos (Tabel 1). In veel gevallen werd beweiding ingezet om variatie in structuur van de vegetatie te krijgen.

De beheerkosten voorafgaand aan de ingreep waren meestal laag: er was sprake van niet (meer) beheerde natuur of van een bestaand landbouwgebied. De kosten na de ingreep zijn daardoor vrijwel altijd hoger dan die voor de ingreep. De winst zit in de toename van aantallen planten en dieren (o.a. Rode Lijstsoorten), variatie in het terrein door meer reliëf en meer dynamiek. De kosten van een ingreep zijn moeilijk te achterhalen: vaak was het terrein al eigendom van de beheerder, of vond de ingreep plaats in het kader van een groter geheel, zoals een landinrichting of overloopgebied, soms werden bij de kosten van de ingreep die van aankoop en inrichting voor recreatie meegeteld.

Tabel 1. Voorbeelden van grote, eenmalige ingrepen, de effecten, de beperkingen, de kosten van beheer voorafgaande aan de ingreep en de kosten voor vervolgbeheer.

naam	oppervlak (ha)	ingreep	planten	dieren	reliëf	dynamiek	beperkingen	kosten voor/ha/jaar	kosten vervolg/ha/jaar
Ameland-Oost	22	ontgronden	+	+	+	+	N, ruigte	35	na 5 jaar 400
Voornes Duin	55	ontgronden	+	+	+	+	N	0	100
Kapenglop, Schiermonnikoog	10	vernatten	+		nvt	+	weinig doorstroming	210	210
Nieuwkoopse Plassen	1	petgat maken	+	nvt	nvt	+	S, P, soorten	200 0	0
Oude Venen	5-10	ontgronden	+	nvt	nvt	+	N, peilboezem	0	2100
Harener Wildernis	10	vernatten	+	-	+	+	wateronttrekking	0	1500
Bocht fan Molkwar	3,5	ontgronden	nvt	+	nvt	+	verkeerd peilbeheer	0	600
Sinoutskerke	140	vernatten	nvt	+	nvt	nvt	ontpachten	65	405
Medenertilsterpolder	30	vernatten	-	+	nvt	nvt	N,P	0	100
Noard Fryslân Bûtendyks	135	zomerkade doorsteken	+	±	+	+	-	120	120
Tiengemetten	150	getij toelaten	+	+	+	+	te weinig getij	0	105
Schouwen Zuidkust	500	ontgronden, vernatten	+	+	+	+	N, te droog	0	130
Ruidhorn	25	afgraven, verzilten	nvt	+	+	+	te zoet, bagger,soorten	0	100
Klutenplas	11	vernatten, brak	+	+	+	+	te zoet, soorten	0	450
Dellebuurster heide	25	ontgronden	+	+	+	nvt	P, N, ruigte, soorten	0	750
Ellersinghuizerveld	100	ontgronden	+	nvt	+	nvt	P, ruigte	0	800
Noordlaarder Bos	10	ontgronden	+	+	+	nvt	P	0	210
Smeerling	4	vernatten	+	nvt	nvt	nvt	-	300	1200
Eelder- Peizer Maden	2500	vernatten	+	+	+	+	P, soorten	240	100
Westerbroekstermadepolder	200	vernatten	+	+	+	+	N, P, S	500	500

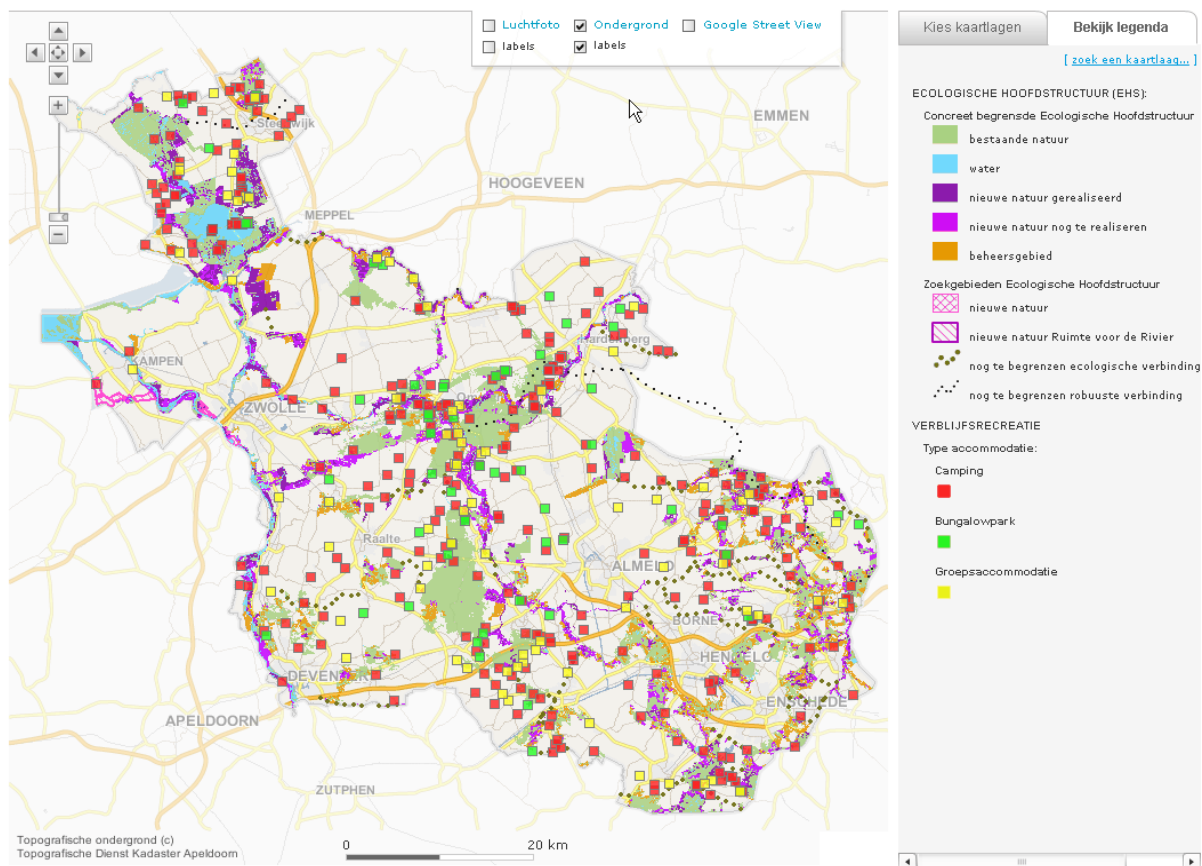
Het tegengaan van vergaande successie van bestaande biotopen kan worden aangepakt door een grote ingreep. Dit is ook efficiënt doordat soms gedurende enkele decennia geen vervolgbeheer nodig is. Het creëren van nieuwe biotopen vanuit landbouw door ontgroning, vernatting, verzilting, hermeandering is gedeeltelijk een succes. Er zijn echter weinig ingrepen waarbij de beheerders niet werden geconfronteerd met beperkingen. Na de eenmalige grote ingreep is regelmatig vervolgbeheer nodig.

## 6. Ecosysteemdiensten

Wanneer de kosten van natuurbeheer beschouwd worden, ligt het voor de hand ook de opbrengsten in aanmerking te nemen. Werk op dit gebied (gebundeld in het project The Economics of Environment and Biodiversity TEEB: <http://www.teebweb.org>) wijst er op dat de bijdrage aan de economie in geldelijke zin nu al deels te berekenen valt en terug te vinden is in onder andere wonen, waterbeheer, recreatie en bosbouw. Een terugkerend probleem dat naar voren komt is dat de opbrengsten die gerelateerd zijn aan natuur niet terecht komen bij degene die de kosten maakt om de natuur te beheren. Mogelijk biedt het concept van ecosysteemdiensten een bijdrage aan het oplossen van dit probleem. Ecosysteemdiensten worden gegroepeerd onder de noemers 'supporting services' (de ondergrond, biodiversiteit), 'regulating services' (het filteren van water, vastleggen van CO<sub>2</sub>, doseren van waterstromen), 'provisioning services' (schoon water, schone lucht, voedsel, grondstoffen) en 'cultural services' (mooi landschap, werk, woonomgeving, recreatie). Een opvallende recente ontwikkeling is dat er veel meer belangstelling is ontstaan voor de cultuurhistorische betekenis van het landschap, en van de gebouwen die daarmee verbonden zijn. Er is een toenemende interesse in het streekeigene, de eigen 'wortels'. Het levert ook nog wat op. Zo heeft bijvoorbeeld het streekkeurmerk 'Waddengoud' op jaarbasis een toegevoegde waarde van 15 mln. euro (Waalkens 2012). In een steeds complexer wordende wereld groeit de behoefte aan een eigen herkenbare identiteit. Nederlandse landschappen voelen vertrouwd en weerspiegelen de eigen volksaard, landgoederen en geschiedenis. Ook onze persoonlijke geschiedenis vinden we terug in het landschap. De vele bouwwerken in het landschap, vaak met cultuurhistorische betekenis, vormen een wezenlijk onderdeel van natuur en landschap. De eigenaren van reservaten vervullen een belangrijke taak op het gebied van educatie. Voor het geïnteresseerde publiek bestaat een uitgebreid pakket van wandelingen met de boswachter, vaartochten, nachten van vleermuizen etc. Veel basisscholen onderhouden contacten met de eigenaren en schoolklassen gaan op excursie in het veld en/of komen naar bezoekerscentra. Deze zijn vaak uitgerust met ruimtes voor praktisch werk en binoculairs. Ook studenten en promovendi van hogescholen en universiteiten maken veel gebruik van de faciliteiten van eigenaren van reservaten. Deze aspecten nodigen uit om zoveel mogelijk naar het totaal van alle ecosysteemdiensten te kijken in plaats van deeloplossingen te bedenken, te zien in welke diensten geïnvesteerd moet worden en welke opbrengsten er zouden kunnen zijn.

De praktijk van het gebruik van ecosysteemdiensten is in Nederland al aanwezig, omdat de meeste natuurontwikkelingsprojecten tegenwoordig meerdere doelen dienen en vaak ook via meerdere financieringsbronnen worden bekostigd. Voorbeelden zijn natuur met veiligheid tegen overstromen bij ruimte voor de rivier, natuur met tegengaan van bodemdaling en verzilting in het Groene Hart, natuur met recreatie rond en in steden, combinaties van natuur en bebouwing bij uiteenlopende rood voor groen projecten. Tijdelijke natuur (pionier-natuur) komt voor in industriële landschappen. Reservaten bieden ruimte voor boeren die vee willen inzetten en zelf in hun bedrijfsvoering geen ruimte hebben voor ruiger grasland. Uit reservaten, houtwallen, slootkanten en wegbermen komt veel materiaal vrij voor biobrandstof.

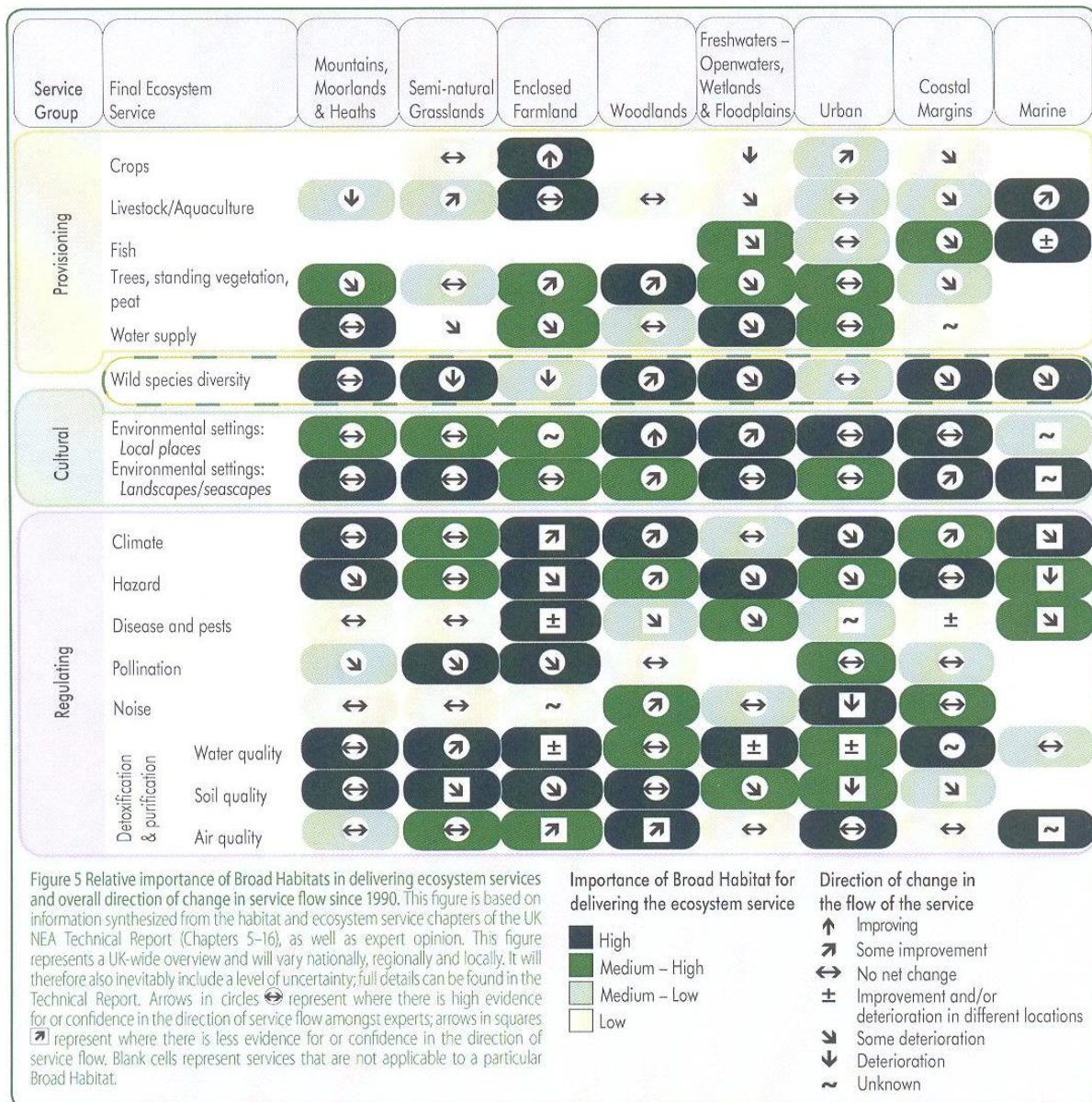
Eigenaren van natuurterreinen bieden voorzieningen, zoals blijkt uit de kaart van Overijssel (2011) met een duidelijke relatie tussen EHS en de ligging van verschillende vormen van verblijfsrecreatie (Figuur 23). Dergelijke relaties zijn ook duidelijk voor bijvoorbeeld de Waddeneilanden, de duinen, de Veluwe. Deze voorbeelden maken impliciet al gebruik van de waarde die natuur vertegenwoordigt in maatschappelijk termen.



Figuur 23. De ligging van verschillende vormen van verblijfsrecreatie en de EHS in Overijssel (2011).

Voor Nederland is een eerste aanzet gegeven van wat er aan materiaal voorhanden is over de betekenis van ecosysteemdiensten en wat de perspectieven zijn voor een betere benutting er van (Melman & Van der Heide 2011). Het Verenigd Koninkrijk heeft een aantal rapporten gepubliceerd voor de verschillend landschappen (Figuur 24) (UK National Ecosystem Assessment 2011).





Figuur 24. Overzicht van ecosystemendiensten vervuld door verschillende landschappen in het Verenigd Koninkrijk (UK National Ecosystem Assessment 2011).

Ecosystemendiensten worden gegroepeerd onder de noemers 'supporting services' (de ondergrond, biodiversiteit), 'regulating services' (het filteren van water, vastleggen van CO<sub>2</sub>, doseren van waterstromen), 'provisioning services' (schoon water, schone lucht, voedsel, grondstoffen) en 'cultural services' (mooi landschap, werk, woonomgeving, recreatie). Een opvallende recente ontwikkeling is dat er veel meer belangstelling is ontstaan voor de cultuurhistorische betekenis van het landschap, en van de gebouwen die daarmee verbonden zijn. Er is een toenemende interesse in het streekeigene, de eigen 'wortels'. De praktijk van het gebruik van ecosystemendiensten is in Nederland al aanwezig, omdat de meeste natuurontwikkelingsprojecten tegenwoordig meerdere doelen dienen en vaak ook via meerdere financieringsbronnen worden bekostigd. De eigenaren van reservaten vervullen een belangrijke taak op het gebied van educatie.



## 7. Organisatie van natuurbeheer

### *Beheertypen natuur en landschap*

De beheertypen (Tabel 2) natuur en landschap zijn in nauwe samenwerking met het Interprovinciaal Overleg (IPO) en het ministerie van LNV en met uitgebreide consultatie ontwikkeld binnen het Project Waarborgen Natuurkwaliteit om de bestaande planning en evaluatiesystemen op het gebied van natuurbeheer te verbeteren. Het ging om de volgende doelen en wensen (Van der Ploeg 2007):

- Samenvoegingen en vervanging van bestaande systemen;
- Verbetering waar nodig, echter geen radicaal andere uitgangspunten;
- Stroomlijning met doelen van Natura 2000 en Kaderrichtlijn Water;
- Vereenvoudiging door reductie van het aantal typen.

Er zijn voor natuur en landschap 18 natuurtypen en 58 onderliggende beheertypen.

Uitgangspunten van de typologie zijn (Schipper & Siebel 2009):

- Natuurtypen zijn bedoeld als sturingsinstrument op landelijk en regionaal niveau.
- Natuurtypen zijn bruikbaar om afspraken op het gebied van natuurbeheer, ruimtelijke ontwikkeling en milieu op elkaar af te stemmen zodat de nagestreefde natuurkwaliteit gerealiseerd kan worden.
- De indeling in natuurtypen is met name gebaseerd op abiotische condities (waterhuishouding en voedselrijkdom).
- Beheertypen zijn bedoeld voor de aansturing van het beheer. De indeling is praktisch en sluit aan op de schaal waarop beheerders werken. In het algemeen betekent dit dat de Index toepasbaar moet zijn op een schaal 1:25.000. Kleine delen van andere beheertypen worden niet apart weergegeven, de grenzen van het doelgebied komen op duidelijk herkenbare structuren zoals wegen en paden, bosranden etc.
- Alle subsidiabele natuur van terreinbeherende organisaties en particulieren kan worden ondergebracht in de typologie. Voor niet subsidieel beheer kan door de eigenaren een aantal extra typen voor interne sturing worden gehanteerd (bv regulier verpachte gronden, gebouwen en erf). Deze typen zijn niet in de typologie opgenomen.
- Beheertypen kunnen op regionaal niveau beschouwd worden als eenheden met een kleine variatie in natuurwaarde en abiotische randvoorwaarden.
- Beheertypen zijn geschikt om zowel de actuele situatie als doelen mee te beschrijven.
- Binnen een beheertype is sprake van een vergelijkbaar beheer en vergelijkbare kosten (koppeling doelen en middelen). Waar echter verschillende maatregelen tot een zelfde resultaat kunnen leiden, is rekening gehouden met de verschillende beheermethoden.
- Zowel natuurlijke landschappen als groene cultuurhistorische elementen zijn geïntegreerd in de beheertypen.
- Om een houtproductiedoelstelling apart te kunnen weergeven is het natuursysteem multifunctionele bossen onderscheiden.
- Bij het ontwerp van de beheertypen in de eerste 16 natuurtypen (met als belangrijkste aandachtsveld Natuur of Bos met productiefunctie) is rekening gehouden met drie aspecten:
  - o Ecosysteembenadering; processen, structuur, levensgemeenschappen;
  - o Mate van natuurlijkheid;
  - o Hanteren van kwaliteitsniveaus per type.
- Bij het ontwerp van de beheertypen in de laatste twee natuurtypen (met als belangrijkste aandachtsveld cultuurhistorie en landschap) is rekening gehouden met twee aspecten:
  - o Cultuurhistorische elementen, zo veel mogelijk in onderlinge samenhang
  - o Historische gebruiksvormen

De kwaliteit van het landschap kan worden bepaald door de samenhang van ontginningspatronen, landschapselementen, graslanden, bossen, archeologische

monumenten, monumentale gebouwen, etc. te beschrijven. Aan de ontwikkeling van een dergelijk instrument moet nog worden begonnen.

Van alle natuurbeheertypen is een algemene beschrijving en afbakening opgenomen. De algemene beschrijvingen geven een indruk van het voorkomen en geografische verspreiding van de beheertypen, de kenmerkende natuurwaarden en belangrijkste abiotische en ruimtelijke condities. Voor de afbakening van de beheertypen is een aantal uitgangspunten geformuleerd:

- de afbakening is goed toepasbaar en helder voor deskundige (gecertificeerde) beheerders;
- de indeling is eenduidig toe te passen, de typen sluiten elkaar onderling zoveel mogelijk uit.

De afbakeningen zijn met name gebaseerd op vegetatiestructuur, abiotische condities en voorkomen in geografische regio's. In een aantal gevallen wordt het voorkomen van soorten en vegetatietypen gebruikt om het type te karakteriseren. Indien het beheer onlosmakelijk is verbonden met het beheertype wordt dit bij de afbakening vermeld.

De opschaling tot eenheden die praktisch hanteerbaar zijn voor beheerders heeft tot gevolg dat er, ten opzichte van de gehanteerde indeling in het Handboek natuurdoeltypen in Nederland (Bal et al. 1995), ook in de typeomschrijvingen een opschaling plaats vindt. Het gaat dus vaak om een combinatie van natuurkwaliteiten: bij moerassen bijvoorbeeld gaat het om de combinatie van open waterriet, gesloten rietlanden, ruigten en struwelen. Bossen behoren open plekken, zomen en struwelen te bevatten. In de veenweidegebieden gaat het dan niet meer om graslanden, oevers en sloten afzonderlijk, maar juist om de combinatie van deze drie elementen en de overgangen er tussen. Soms zijn bijzondere kwaliteiten juist gebonden aan gradiënten. De beheertypen herbergen dus meer gradiënten dan de natuurdoeltypen. In de kwaliteitsbeoordeling komt dit aspect o.a. terug in het onderdeel structuur. De kwaliteit van het leefgebied van veel diersoorten wordt bepaald door de aanwezigheid van meerdere structuurelementen. In de vertaaltabel worden deze kleinschalige elementen als sloten en ruigten en zomen uit oude typologieën niet overal genoemd bij de vertaling. In principe worden ze opgenomen in aanliggende beheertypen.

Grootschalige dynamische natuur bestaat met uitzondering van Zee en wad altijd uit een combinatie van andere beheertypen. Bij grootschalige beheertypen wordt beschreven welke combinaties van de andere beheertypen te verwachten zijn. De kwaliteit van deze beheertypen wordt bepaald door de kwaliteit van de andere beheertypen die in dit type voorkomen en door de mate van natuurlijkheid. De aanwezigheid van landschapsvormende en hydrologische processen is belangrijk voor het laatste aspect.

De omschrijvingen in de beheer- en natuurtypen zijn niet bedoeld als kookboeken voor het beheer. De werkelijkheid is daarvoor veel te ingewikkeld, maatwerk zal nodig blijven. De omschrijvingen zijn bedoeld om duidelijk te maken wat er onder een type valt. Het is de bedoeling de technische informatie, die nodig is om een beslissing over het beheer te nemen, op een site te publiceren en te onderhouden, zodat de Index steeds gebruik kan maken van de meest recente inzichten op het gebied van natuurbeheer.

Over de schaal van toepassing van de beheertypen in de nieuwe subsidieregeling voor Programma Beheer en de sturingsrelatie Staatsbosbeheer (SBB)-ministerie van LNV zullen nadere (algemene) afspraken moeten worden gemaakt. Omdat veel beheertypen vaak in kleinschalig mozaïek voorkomen (praktisch niet karteerbaar) zal er ruimte moeten zijn voor het kleinschalig voorkomen van andere beheertypen binnen begrensde eenheden. Daarbij valt te denken aan 20% van de oppervlakte die kleinschalig tot een ander beheertype mag behoren. Deze ruimte is niet telkens apart genoemd in de afzonderlijke beschrijvingen van de afbakeningen per beheertype.

### *Kosten van beheer*

Beheer van natuur en landschap wordt uitgevoerd door de terreinbeherende organisaties TBO's Staatsbosbeheer, Vereniging Natuurmonumenten, 12 provinciale Landschappen en particuliere eigenaren (voor een weer deel aangesloten bij de Federatie van Particuliere Eigenaren) verenigd onder de koepel Unie van Bosgroepen. Staatsbosbeheer, Natuurmonumenten en de Provinciale Landschappen beheerden in 2005 voor meer dan 60-70% halfnatuurlijke natuur, waarbij kenmerkende soorten worden behouden en successie naar bos wordt tegengegaan. De particuliere beheerders en gemeenten beheerden daarentegen meer dan 60% bos en verder honderden ha heide (Milieu- en Natuurplanbureau 2007). Voor het beheer van alle beheertypen en landschapselementen samen wordt jaarlijks 100 mln. euro vergoed (mededeling Natuurmonumenten). Staatsbosbeheer valt nog buiten deze Subsidie regeling Natuur en Landschap SNL. De kosten voor beheer zijn exclusief de bijdrage van € 35/ha/jaar voor recreatieve voorzieningen. Eenmalige ingrepen vallen onder kosten voor inrichting en worden apart gefinancierd door de Dienst Landelijk Gebied DLG. Na uitvoering van de inrichting komen terreinen in beheer bij de eigenaren (TBO's (60%) en particuliere eigenaren (40%)) en gaan de beheervergoedingen via SNL een rol spelen. Het is duidelijk dat vrijwel alle beheertypen uit het systeem van SNL één of meer Natura 2000-habitattypen herbergen waarvoor Nederland internationale verantwoordelijkheid draagt (Janssen & Schaminée 2003) (Tabel 2). Ook is duidelijk waarom SNL werkt met beheertypen. Uitgaan van Natura 2000-habitattypen zou een onhanteerbaar aantal beheertypen leveren. De vergoedingen voor 2012 lopen uiteen van ongeveer € 1/ha voor Zee en wad tot ongeveer € 2300/ha voor Vochtig hakhout en middenbos. Daarnaast valt het op dat er weinig beheertypen zijn die duurder zijn dan € 1000/ha (Veenmosrietland en moerasheide 500 ha, Trilveen 60 ha, Vochtige schraallanden 2200 ha, Vochtige hakhout en Middenbos 1000 ha). Het zijn beheertypen waarbij de (grond)waterhuishouding een belangrijke rol speelt. Veel beheertypen kosten minder dan € 200/ha. In de standaardkostprijs is de dichtheid van te beheren sloten en greppels verdisconteerd. Andere lijnvormige elementen zoals houtwallen vallen onder de 13 landschapstypen. In een gebied komen vaak meerdere beheertypen voor, waardoor ze niet precies zijn toe te rekenen aan één bepaald beheertype, zoals heischrale graslanden.

Tabel 2. Standaardkostprijzen/ha/jaar van 47 beheertypen en 13 landschapselementen (gedefinieerd door de gezamenlijke terreinbeherende organisaties, provincies en LNV en gerelateerd aan plantengemeenschappen, zie ook [www.natuurkennis.nl](http://www.natuurkennis.nl), aantal N2000-habitattypen binnen elk beheertype en aantal ha waarover elk beheertype is vergoed. (De omzetting van het systeem van Programma Subsidieregeling Natuurbeheer PSN naar Subsidieregeling Natuur en Landschap SNL is in 2012 nog niet beschikbaar, daarom zijn voor oppervlakten gegevens van de Dienst Landelijk Gebied 2005 gebruikt (MNP 2007, bijlage 3). Van een aantal typen is geen oppervlak af te leiden 1) valt vermoedelijk onder 'Natuurlijke eenheid' (29945 ha), 2) vermoedelijk onder 'Plas en ven' (17697 ha), 3) vermoedelijk onder 'Nat soortenrijk grasland' (2272 ha), 4) vermoedelijk onder '(Half)natuurlijk grasland 31538 ha, 5) vermoedelijk onder 'Bos' (95170 ha), 'Bos met te verhogen natuurwaarde' (38258 ha), 'Bos met verhoogde natuurwaarde' (12645 ha), 'Natuurbos' (6415 ha).

Indexcode beheertype, landschaps element NL	Omschrijving beheer- en landschapstype	Aantal N2000 habitat-typen	Jaarvergoeding begrotingsjaar 2012	Oppervlak in 2005 (ha)
<b>N01</b>	<b>Grootschalige, dynamische natuur</b>			
N01.01	Zee en wad	6	€ 1,52	1)
N01.02	Duin- en kwelderlandschap	19	€ 78,88	1)
N01.03	Rivier- en moeraslandschap	16	€ 108,23	1)
N01.04	Zand- en kalklandschap	29	€ 63,64	1)
<b>N02</b>	<b>Rivieren</b>			
N02.01	Rivier	3	€ 5,19	1)
<b>N03</b>	<b>Beken en bronnen</b>			
N03.01	Beek en bron	1	€ 68,62	9
<b>N04</b>	<b>Stilstaande wateren</b>			
N04.01	Kranswierwater	1	€ 39,84	2)
N04.02	Zoete plas	2	€ 41,54	2)
N04.03	Brak water	1	€ 51,28	2)
N04.04	Afgesloten zeearm	1	€ 1,52	1)
<b>N05</b>	<b>Moerassen</b>			
N05.01	Moeras	3	€ 505,78	2111
N05.02	Gemaaid rietland	0	€ 465,05	2821
<b>N06</b>	<b>Voedselarme venen en vochtige heiden</b>			
N06.01	Veenmosrietland en moerasheide	2	€ 1574,05	547
N06.02	Trilveen	1	€ 1816,43	64
N06.03	Hoogveen	4	€ 122,65	783
N06.04	Vochtige heide	3	€ 159,83	2671
N06.05	Zwakgebufferd ven	2	€ 48,62	239
N06.06	Zuur ven of hoogveenven	2	€ 66,41	2)
<b>N07</b>	<b>Droge heiden</b>			
N07.01	Droge heide	4	€ 168,72	6077
N07.02	Zandverstuiving	1	€ 71,44	732
<b>N08</b>	<b>Open duinen</b>			
N08.01	Strand en embryonaal duin	1	€ 8,13	1)
N08.02	Open duin	6	€ 168,47	1)
N08.03	Vochtige duinvallei	6	€ 870,57	1)
N08.04	Duinheide	3	€ 135,75	1)
<b>N09</b>	<b>Schorren of kwelders</b>			
N09.01	Schor of kwelder	4	€ 102,35	1)
<b>N010</b>	<b>Vochtige schraalgraslanden</b>			
N10.01	Nat schraalland	4	€ 1596,02	3)
N10.02	Vochtig schraalland	1	€ 975,70	3)
<b>N11</b>	<b>Droge schraalgraslanden</b>			
N11.01	Droog schraalland	6	€ 538,08	512

<b>N.12</b>	<b>Rijke graslanden</b>			
N.12.01	Bloemdijk	2	€ 1300,97	4)
N.12.02	Kruiden- en faunarijk grasland	0	€ 238,98	4)
N.12.03	Glanshaververbond	1	€ 612,22	4)
N.12.04	Zilt- en overstromingsgrasland	1	€ 455,97	4)
N.12.05	Kruiden- en faunarijke akker	0	€ 762,73	1340
N.12.06	Ruigteveld	2	€ 64,35	4)
<b>N.13</b>	<b>Vogelgraslanden</b>			
N.13.01	Vochtig vogelgrasland	0	€ 405,44	7379
N.13.02	Wintergastenweide	0	€ 15,66	165
<b>N14</b>	<b>Vochtige bossen</b>			
N14.01	Rivier- en beekbegeleidend bos	6	€ 30,37	5)
N14.02	Hoog- en laagveenbos	2	€ 22,16	5)
N14.03	Haagbeuken- en essenbos	3	€ 51,95	5)
<b>N15</b>	<b>Droge bossen</b>			
N15.01	Duinbos	5	€ 51,72	5)
N15.02	Dennen-, eiken- en beukenbos	3	€ 81,63	5)
<b>N16</b>	<b>Bossen met productiefunctie</b>			
N16.01	Droog bos met productie	1	€ 7,81	5)
N16.02	Vochtig bos met productie	3	€ 13,83	5)
<b>N17</b>	<b>Cultuurhistorische bossen</b>			
N17.01	Vochtig hakhout en middenbos	2	€ 2309,91	1016
N17.02	Droog hakhout	1	€ 276,23	5)
N17.03	Park- en stinzenbos	0	€ 260,80	5)
N17.04	Eendenkooi	0	€ 1609,78	180
	<b>Landschapselement</b>			
L01.01	Poel en klein historisch water	nvt	€ 88,34	nvt
L01.02	Houtwal en singel	nvt	€ 29,76	nvt
L01.03	Elzensingel	nvt	€ 75,72	nvt
L01.04	Bossingel en bosje	nvt	€ 19,34	nvt
L01.05	Knip- of scheerheg	nvt	€ 235,82	nvt
L01.06	Struweelheg	nvt	€ 207,22	nvt
L01.07	Laan	nvt	€ 145,16	nvt
L01.08	Knotboom	nvt	€ 6,77	nvt
L01.09	Hoogstamboomgaard	nvt	€ 1618,31	nvt
L02.01	Fortterrein	nvt		nvt
L02.02	Historisch bouwwerk en erf	nvt		nvt
L02.03	Historische tuin	nvt		nvt
L03.01	Aardwerk en groeve	nvt		nvt

Voor periodes van zes jaar moeten de eigenaren de vergoedingen aanvragen. Op aanvragen gedaan in 2010 wordt 16% gekort, terwijl een grotere korting in discussie is. Van de vergoedingen van het eigenlijke beheer in het veld zoals hooien, beweiden, plaggen kunnen de eigenaren de kosten (gedeeltelijk) betalen middels de standaardkostprijzen. Er worden daarnaast andere kosten gemaakt die noodzakelijk zijn voor goed natuurbeheer, zoals die voor administratie, overleg met provincie, waterschappen etc., communicatie met de streek, toezicht houden, onderhouden van kennis, die ook voor rekening komen van de eigenaren. De kosten voor monitoring worden apart vergoed. De totale kosten voor de eigenaren zoals Natuurmonumenten en de Landschappen voor het eigenlijke beheer volgens de standaardkostprijs (optimaal beheer, dat wil zeggen benodigd beheer voor behoud van de bestaande natuurkwaliteit) naast die overige kosten, worden voor ongeveer de helft gedekt door de standaardkosten. De rest komt uit inkomsten van leden of donateurs, giften, Postcodeloterij, commerciële activiteiten (mededeling Natuurmonumenten). Naast de

standaardkostprijs voor beheer ontvangen de eigenaren € 35/jaar/ha voor recreatieve voorzieningen. Voor Staatsbosbeheer geldt een andere regeling. Hier is ongeveer  $\frac{1}{4}$  tot  $\frac{1}{3}$  deel van de begroting beschikbaar voor kosten die met recreatie te maken hebben. De kosten van regelmatig hooien kunnen stijgen door verhoogde gewasproductie. Waar volgens standaardkostprijs één keer hooien voldoende zou moeten zijn, wordt vaak twee keer gehooit, ondanks de afname van atmosferische depositie sinds 1990. Klimaatverandering zorgt bovendien voor een eerdere start van het groeiseizoen (Kleijn et al. 2010) en daarmee ook voor de noodzaak vaker te maaien. De bedragen voor de standaardkostprijs kunnen eens per zes jaar worden aangepast op basis van nieuwe inzichten.

Nederland beschikt over een door alle terreineigenaren en de overheid gedragen systematiek van beheertypen natuur en landschap. De kwaliteit van het landschap kan worden bepaald door de samenhang van ontginningspatronen, landschapselementen, graslanden, bossen, archeologische monumenten, monumentale gebouwen, etc. te beschrijven. Aan de ontwikkeling van een dergelijk instrument moet nog worden begonnen. Vrijwel alle beheertypen omvatten een aantal Natura 2000-habitattypen (Tabel 2), waardoor ze van belang zijn voor het nakomen van internationale afspraken en bijbehorende standaardkostprijzen. Voor zes beheertypen bedraagt de standaardkostprijs meer dan € 1000/ha/jaar. Het gaat om beheertypen waarbij de grondwaterhuishouding belangrijk is. Voor 29 beheertypen bedraagt de standaardkostprijs minder dan € 200/ha/jaar. De beheertypen en de standaardkostprijzen zijn redelijk in relatie tot internationale doelen. De totale kosten voor de eigenaren zoals Natuurmonumenten en de Landschappen voor het eigenlijke beheer volgens de standaardkostprijs (optimaal beheer, dat wil zeggen benodigd beheer voor behoud van de bestaande natuurkwaliteit) naast de overige kosten, zoals die voor administratie, overleg met provincie, waterschappen etc., communicatie met de streek, toezicht houden, onderhouden van kennis, worden voor ongeveer de helft gedekt door de standaardkostprijs. De rest komt uit inkomsten van leden of donateurs, giften, Postcodeloterij, commerciële activiteiten (mededeling Natuurmonumenten). Naast de standaardkostprijs voor beheer ontvangen de eigenaren € 35/jaar/ha voor recreatieve voorzieningen. Voor Staatsbosbeheer geldt een andere regeling. Hier is ongeveer  $\frac{1}{4}$  tot  $\frac{1}{3}$  deel van de begroting beschikbaar voor kosten die met recreatie te maken hebben.

### *Monitoring*

Monitoring is bedoeld om de kwaliteit per beheertype en per gebied vast te stellen. Als indicatoren voor de kwaliteit van een systeem worden planten, vogels en een derde groep naar keuze (vaak dagvlinders of libellen) geïnventariseerd. Monitoring is voor de beheerder van belang om de resultaten van de bedrijfsvoering per beheertype en per gebied vast te leggen en kan wordt vergoed als onderdeel van de standaardkostprijs. Daarnaast is monitoring voor de overheid van belang voor de terugkoppeling naar het beleid op nationaal en Europees niveau. De provincie stelt een lange termijn visie op voor de kwaliteit van beheertypen.

Het is de taak van de beheerder om de bestaande kwaliteit op orde te houden. Over verbetering van kwaliteit moeten elke zes jaar afspraken worden gemaakt. De typen worden beoordeeld volgens de criteria:

- planten en dieren (vegetatiekartering, ruimtelijke spreiding van geselecteerde soorten planten, (broed)vogels, dagvlinders (en sprinkhanen, libellen) (door eigenaar);
- milieuecondities (depositiegegevens, grondwaterstand, zuurgraad, voedselrijkdom, stikstof, andere parameters, indirecte aanwijzing uit vegetatiekartering) (door provincie);
- structuur van de vegetatie (structuurelementen, afgeleid uit vegetatiekartering) (door eigenaar);
- ruimtelijke kwaliteit (grootte, afstand tot andere gebieden) (door provincie).

De vegetatiekarteringen worden toegepast bij beheertypen die vaak Natura 2000-habitattypen bevatten, maar ook om indirect zicht te krijgen op milieucondities. Het is van het grootste belang dat gegevens boven het niveau van gebieden optelbaar zijn. De gegevens moeten immers op verschillende niveaus worden ingezet: per gebied, per provincie en landelijk. De optelbaarheid is nu mogelijk voor vegetatiekarteringen van Staatsbosbeheer en vogelgegevens van SOVON. Voor andere gegevens is dat nog niet het geval. Er is overleg nodig met professionele waarnemers. Daarnaast verzamelt het Netwerk voor Ecologische Monitoring NEM gegevens voor veel groepen organismen: planten, vogels, vlinders, libellen, paddenstoelen, reptielen, zoogdieren etc. Dat is mogelijk dankzij de inspanningen van vrijwilligers, georganiseerd in de Particuliere Gegevensbeherende Organisaties PGO's voor elke afzonderlijke groep organismen. Het NEM werkt voor zijn in principe jaarlijks meetnet met steekproeflocaties, dus niet gebieddekkend voor heel Nederland. Jaarlijks wordt een deel van dezelfde steekproeflocaties bezocht, de overige locaties schuiven over het netwerk in de loop der jaren. Zodoende dekken de verspreidingsatlassen van soorten over een periode van 10-15 jaar wel heel Nederland. Uiteindelijk gaan alle gegevens verzameld door provincies, beheerders en vrijwilligers naar de Gegevensautoriteit Natuur GAN. Het is de bedoeling ze op te slaan en te verwerken met behulp van het Informatie Model Natuurbeheer INMA. De steekproefinformatie wordt direct verwerkt door het Centraal Bureau voor de Statistiek CBS en door het PBL gebruikt om trends in het verloop van soorten vast te stellen en te toetsen aan landelijk en Europees beleid.

Het bovengenoemde systeem van monitoring werkt niet optimaal:

- 1) De monitoring van de milieucondities door de provincies zou uit het verdrogingsbeleid worden betaald. Omdat dit beleid niet meer bestaat is er een probleem (mogelijk heeft het Lenteakkoord dit gerepareerd);
- 2) De kwaliteitsklassen voor aquatische beheertypen zijn niet goedgekeurd, omdat de afstemming met de Kaderrichtlijn Water een probleem is;
- 3) De landschapsecologische kennis (ecologie, geomorfologie, hydrologie, bodemkunde, archeologie) bij de provincies is door bezuinigingen niet optimaal, waardoor de coördinerende rol moeilijk kan worden vervuld;
- 4) Het is (nog) niet mogelijk uit de monitoringgegevens na te gaan of voor alle beheertypen de achteruitgang in gemiddelde natuurkwaliteit (Fig. 5, pag. 10) en grootte van populatieomvang (Fig. 6, pag. 10) in gelijke mate geldt;

In samenspraak met eigenaren is er elke zes jaar een evaluatie (groen, oranje, rood) van kwaliteitsklassen per beheertype en kan bijstelling plaats vinden van bijvoorbeeld het milieubeleid van de provincie. De provincie voert de regie over het evaluatieproces in een gebied. Eigenaren verzamelen gegevens, de evaluatie wordt gezamenlijk uitgevoerd. Het standaardkostprijs systeem geldt voor jaarlijkse uitvoering van hetzelfde beheer gedurende zes jaar. Voor monitoring ten behoeve van het beleid gaat jaarlijks ongeveer 1,8 mln. euro via de provincies naar eigenaren die nu al onder de regeling vallen. Voor het deel van de monitoring dat de eigenaren uitvoeren ten behoeve van het beleid, moeten ze een aanvraag indienen bij de provincie. In sommige provincies is dat een automatisme, in andere provincies zit daar een administratieve procedure aan vast. Voor Staatsbosbeheer geldt een overgangsregeling, naar verwachting is een vergelijkbaar bedrag nodig. Voor monitoring ten behoeve van effectiviteit van beheer en beleid is naar schatting totaal 5 mln. euro beschikbaar. De drie grote TBO's Staatsbosbeheer, Natuurmonumenten en de 12 provinciale Landschappen, hebben op eigen initiatief een digitaal systeem opgezet. Hierdoor is uitwisseling van ruimtelijke gegevens tussen deze TBO's en de provincies mogelijk. De Dienst Regelingen, waarschijnlijk op grond van regels uit Brussel, vraagt echter om controle van afzonderlijke percelen.

Niet alle provinciale landschappen zijn groot genoeg om zelf alle benodigde landschapsecologische deskundigheid in huis te hebben. Daarom worden adviezen ingewonnen bij het Kennisnetwerk Ontwikkeling + Beheer Natuurkwaliteit (OBN), adviesbureaus en universiteiten. De Unie van Bosgroepen vervult een adviesfunctie naar haar



leden, veel particuliere eigenaren zijn zo klein dat ze behoefte hebben aan adviezen. Bovendien wordt de monitoring uitgevoerd door de Unie.

Voor reservaten is het van belang te weten welke soorten zich buiten de reservaten in bufferzones bevinden en in houtwallen, sloten en wegbermen die meestal worden beheerd door Waterschappen en Waterstaat. Dit is van belang voor soorten, maar ook visueel in het landschap. Rijkswaterstaat levert ook gegevens aan het GAN.

Onderzoek naar beperkingen van de effectiviteit van natuurbeheer wordt o.a. uitgevoerd in het kader van het OBN. OBN heeft als doel de ontsluiting, ontwikkeling, verspreiding en benutting van kennis over natuurherstel ten behoeve van Natura 2000, Programmatische Aanpak Stikstof PAS, leefgebiedenbenadering en ontwikkeling van nieuwe natuur (Nijland 2012; OBN 2012). Onderzoek wordt o.a. aangepakt onder begeleiding van deskundigenteams voor beekdallandschap, droog zandlandschap, duin- en kustlandschap, heuvellandschap, laagveen- en kleilandschap, nat zandlandschap, rivierenlandschap en een expertgroep fauna. Het OBN wordt gecoördineerd door het Bosschap en beschikt in 2012 over ongeveer 2,4 mln. euro voor het onderhouden van het netwerk, veldwerkplaatsen en onderzoek. Op [www.natuurkennis.nl](http://www.natuurkennis.nl) staat veel achtergrondinformatie over mogelijkheden en beperkingen van beheer in bovengenoemde landschappen, op [www.wikinatuurbeheer.nl](http://www.wikinatuurbeheer.nl) staan, naar aanleiding van vragen, praktische zaken over beheer zonder achtergrondinformatie.

Monitoring is bedoeld om de kwaliteit per beheertype en per gebied vast te stellen. Daarnaast is monitoring voor de overheid van belang voor de terugkoppeling naar het beleid op nationaal en Europees niveau.

De typen worden beoordeeld volgens de criteria:

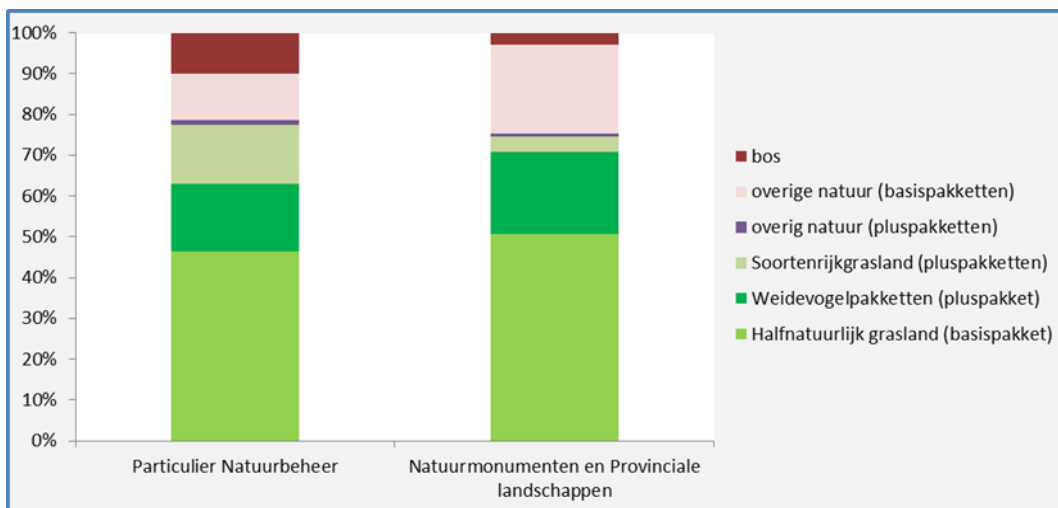
- a) planten en dieren (vegetatiekartering, ruimtelijke spreiding van geselecteerde soorten planten, (broed)vogels, dagvlinders (en sprinkhanen, libellen) (door eigenaar);
- b) milieucondities (depositiegegevens, grondwaterstand, zuurgraad, voedselrijkdom, stikstof, andere parameters, indirecte aanwijzing uit vegetatiekartering) (door provincie);
- c) structuur van de vegetatie (structuurelementen, afgeleid uit vegetatiekartering) (door eigenaar);
- d) ruimtelijke kwaliteit (grootte, afstand tot andere gebieden) (door provincie).

Het systeem van monitoring werkt niet optimaal:

- 1) De monitoring van de milieucondities door de provincies zou uit het verdrogingsbeleid worden betaald. Omdat dit beleid niet meer bestaat is er een probleem;
- 2) De kwaliteitsklassen voor aquatische beheertypen zijn niet goedgekeurd, omdat de afstemming met de Kaderrichtlijn Water een probleem is;
- 3) De landschapsecologische kennis (ecologie, geomorfologie, hydrologie, bodemkunde, archeologie) bij de provincies is door bezuinigingen niet optimaal, waardoor de coördinerende rol moeilijk kan worden vervuld;
- 4) Het is (nog) niet mogelijk uit de monitoringgegevens na te gaan of voor alle beheertypen de achteruitgang in gemiddelde natuurkwaliteit (Fig. 5, pag. 10) en grootte van populatieomvang (Fig. 6, pag.10) in gelijke mate geldt.
- 5) Het is van het grootste belang dat gegevens boven het niveau van gebieden optelbaar zijn. De gegevens moeten immers op verschillende niveaus worden ingezet: per gebied, per provincie en landelijk. De optelbaarheid is nu mogelijk voor vegetatiekarteringen van Staatsbosbeheer en vogelgegevens van SOVON. Voor andere gegevens is dat nog niet het geval.

### Inrichting en realisatie EHS

Van de nog te verwerven gronden voor nieuwe natuur (aankoop), zal nog maar 60% worden verworven en 40% zal worden gerealiseerd met particulier natuurbeheer, hiervan driekwart met natuurbeheer en een kwart met agrarisch natuurbeheer. Hierdoor wordt de taakstelling particulier beheer verhoogd van 19.200 naar ca 42.800 hectare. Dit oppervlak kan een belangrijke bijdrage leveren aan de realisatie van de EHS, omdat deze gebieden waarschijnlijk niet voor aankoop of beheer door een terreinbeherende organisatie in aanmerking waren gekomen (Sanders 2012). Eind 2011 was echter nog maar ca 5500 ha particuliere natuurontwikkeling gerealiseerd. De taakstelling van 42.800 ha in 2018 lijkt te ambitieus. Van deze 42.800 ha wordt 17.000 ha nodig geacht voor internationale doelen. De ambities van particuliere beheerders lijken niet onder te doen voor de ambities van de terreinbeherende organisaties (Figuur 25). Naast ambitie van particuliere eigenaren en de wens van de overheid om beheer te laten uitvoeren door agrariërs en andere particulieren waarbij de kosten gelijk blijven vergeleken met verwerving, is er de belangrijke vraag of het beheer door particulieren eenzelfde resultaat heeft als dat van terreinbeherende organisaties (MNP 2007). De resultaten van agrarisch natuurbeheer stemmen in dit verband niet hoopvol (Kleijn 2012). Overigens is een landelijk meetnet waarmee kan worden vastgesteld of met particulier beheer ook de gewenste natuurkwaliteit kan worden bereikt, nog niet beschikbaar (Sanders 2012). In het najaar van 2012 verschijnt het themanummer Particulier Natuurbeheer van De Levende Natuur, waarin nader wordt ingegaan op uitkomen van beheer door particuliere eigenaren. Problemen bij beheer door particuliere eigenaren zijn de vaak versnipperde kleine gebieden en de niet altijd optimale kennis bij de particuliere eigenaren.

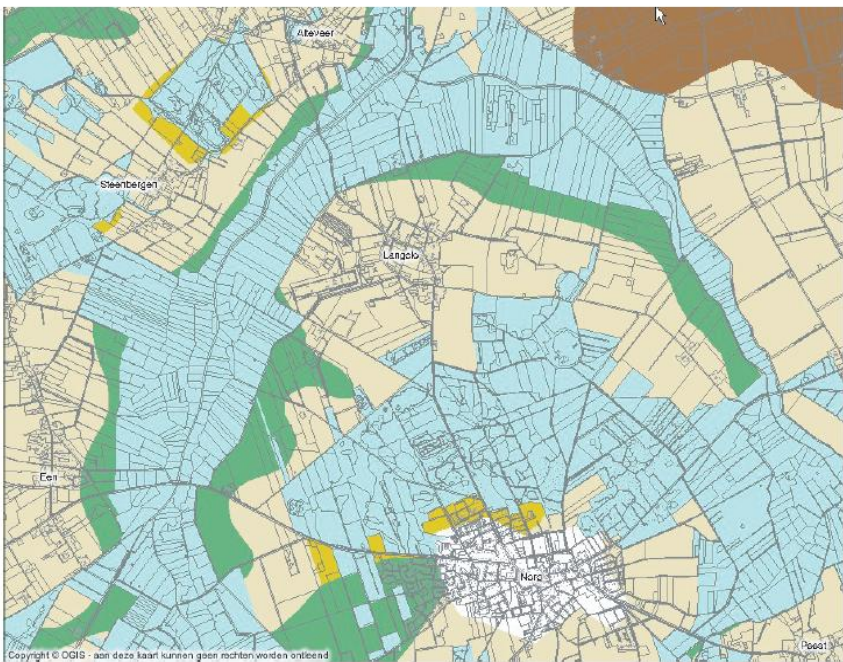


Figuur 25. Ontwikkeling van nieuwe natuur tot 2011 door particulier natuurbeheer (ca 5500 ha) en Natuurmonumenten en Provinciale Landschappen (ca 26.300 ha). Beheereenheden zonder pakket zijn niet meegenomen in de analyse (bron: DLG 2011; Dienst Regelingen, Natuurmonumenten en Provinciale Landschappen; GIS-bewerking door Alterra) (Sanders 2012).

Bij functieverandering van grond bijvoorbeeld van landbouw naar natuur zijn kosten gemoeid o.a. voor waardedaling. De waardedaling door functieverandering heeft grotere financiële consequenties in het westen dan in elders in het land. Een terrein kan vervolgens worden beheerd door een particuliere eigenaar, die daarvoor subsidie ontvangt volgens het schema van standaardkostprijzen (Tabel 2, pag. 44). De nieuwe functie natuur kan niet worden teruggedraaid tot functie landbouw (Sanders 2012). Bij de functieverandering wordt ook een beheerpakket voor de gebruikelijke periode van zes jaar afgesproken. De beheerder kan na deze periode weer ophouden met dat beheer. Daarmee is de subsidie voor beheer door een particuliere eigenaar niet effectief besteed. Dit blijft een probleem zolang de bestemming natuur en functieveranderingen niet goed zijn geregeld in bestemmingsplannen. De kosten van maatregelen voor inrichting vallen onder de Dienst Landelijk Gebied DLG. Hierbij moet worden aangetekend dat niet altijd voldoende rekening wordt gehouden met de

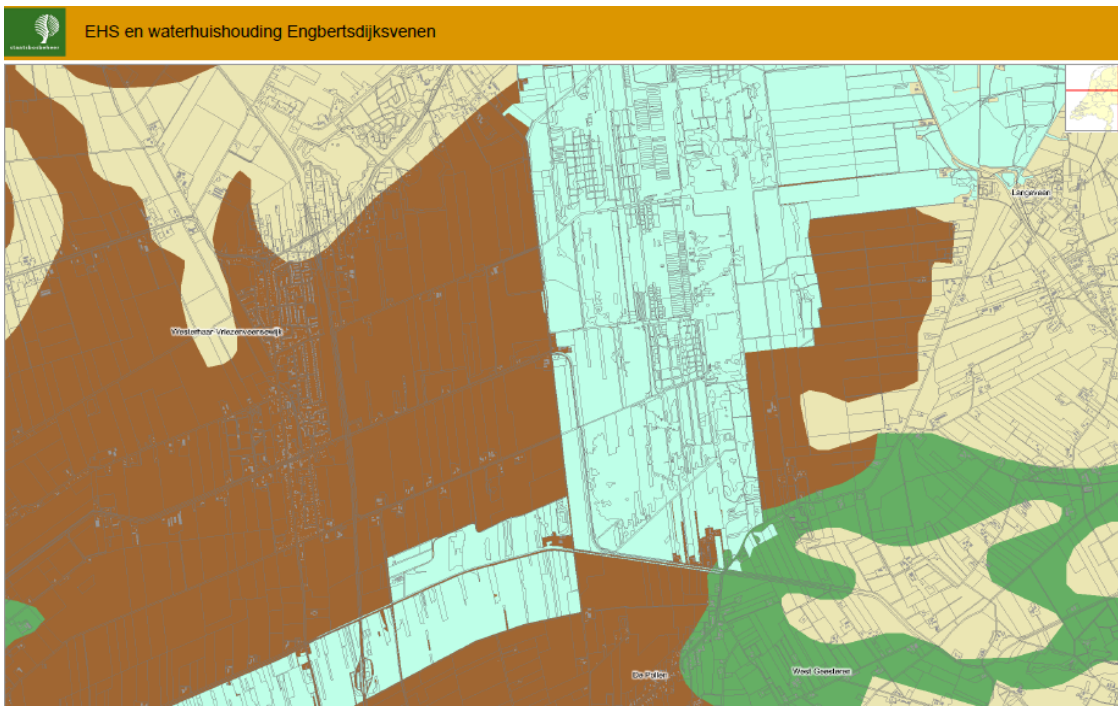
aard van het toekomstig beheer na inrichting. Dit leidt tot onnodige kosten. Compromissen tijdens de inrichting leiden tot hoge kosten waarbij het beheer van planten en dieren geen voordeel heeft. Bijvoorbeeld: extra kaden aanleggen rondom individuele boerderijen in toekomstig waterbergingsgebied (Eelder- en Peizermaden). Een betere oplossing was geweest: de kaden laten aansluiten op hogere gronden. Dat betekent minder versnippering en daardoor aansluiten van de hele gradiënt van hogere naar lager gelegen gronden. Versnippering kan ook leiden tot de bouw van dure kunstwerken (stuwen) in een beekdal binnen de EHS om de waterhuishouding voor aanliggende boeren op de flank van het beekdal, maar buiten de EHS gehouden, te optimaliseren (Groote Diep bij Langelo) (Figuur 26).

De meeste onderdelen die zijn aangewezen binnen de EHS hebben de potentie te voldoen aan de beleidsdoelstellingen voor natuurbeheer. Sommige onderdelen van de EHS, die al zijn aangewezen, hebben echter geen enkele potentie gezien het ontbreken van kwel, verdroogde resten hoogveen binnen landbouwgebied of de aanwezigheid van een door de landbouw sterk aangetaste bodem. Hier kan niet worden voldaan aan de beleidsdoelstellingen voor natuurbeheer. Aan de andere kant zijn kansrijke onderdelen in het landschap buiten de EHS gebleven (Figuur 27).



Figuur 26. Onderbreking van de gradiënt van hoger gelegen gronden tussen Alteveer en Steenberg naar het beekdal. Het midden van de gradiënt (groen) is buiten de EHS (blauw) gebleven (bron: Staatsbosbeheer).

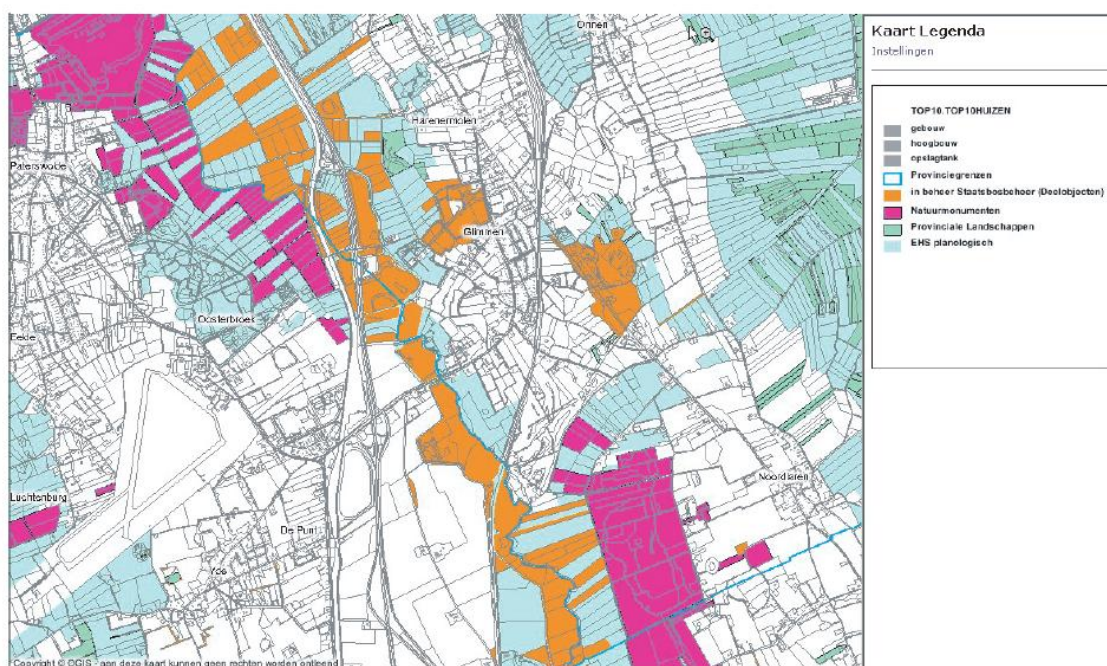




Figuur

Figuur 27. Beekdalf flank met belangrijke hydrologische bufferfunctie voor hoogveen ten oosten van Engbertsdijveen (groen en bruin) blijft buiten EHS (blauw), verdroogd restant hoogveen (blauwe strook linksonder binnen bruin) valt wel binnen EHS (bron: Staatsbosbeheer).

Doordat nog niet alle aangewezen gebieden binnen de EHS zijn aangekocht, liggen de wel aangekochte percelen soms versnipperd door het landschap en worden beheerd door verschillend eigenaren. De landschapsecologische eenheden vallen niet altijd samen met de provinciegrenzen (Figuur 28).



Figuur 28. Versnipperd bezit terreinbeherende organisaties Natuurmonumenten, Staatsbosbeheer en Het Groninger Landschap binnen de EHS (blauw), met daartussendoor nog de provinciegrens (blauwe lijn) (bron: Staatsbosbeheer).

Rode Lijstsoorten komen niet uitsluitend voor in reservaten. Naarmate reservaten groter zijn is er meer uitwisseling met aangrenzende gebieden erbuiten. Daarom zijn gebieden buiten reservaten ook van belang voor behoud en herstel van soorten. Er is nog maar een begin gemaakt met het effectief beheer van de ruimte buiten de EHS, zoals wegbermen, slootkanten en stadsparken. Hier valt met beperkte kosten veel te winnen voor het netwerk van natuur van internationaal belang in Nederland.

De ambities van particuliere beheerders lijken niet onder te doen voor de ambities van de terreinbeherende organisaties. Een landelijk meetnet waarmee kan worden vastgesteld of met particulier beheer ook de gewenste natuurkwaliteit kan worden bereikt, is nog niet beschikbaar. Probleem hierbij zijn de vaak versnipperde kleine gebieden en de niet altijd optimale kennis bij de particuliere eigenaren. Versnippering speelt ook een rol bij grote terreinbeherende organisaties. Doordat nog niet alle aangewezen gebieden binnen de EHS zijn aangekocht, liggen de wel aangekochte percelen soms versnipperd door het landschap en worden beheerd door verschillend eigenaren. Sommige onderdelen van de EHS die al zijn aangewezen hebben echter geen enkele potentie gezien het ontbreken van kwel, verdroogde resten hoogveen binnen landbouwgebied of de aanwezigheid van een door de landbouw sterk aangetaste bodem. Hier kan niet worden voldaan aan de beleidsdoelstellingen voor natuurbeheer. Aan de andere kant zijn kansrijke onderdelen in het landschap buiten de EHS gebleven.

## 8. Conclusies en aanbevelingen

De conclusies en aanbevelingen voor effectief natuurbeheer (gelet op de internationale verplichtingen en doelen) zijn vermeld in de samenvatting en worden hieronder nader uitgewerkt.

### *Prioriteiten*

Een overzicht van succes en falen gedurende 20-30 jaar van 31 groepen planten en dieren in tropische bossen, laat zien dat 85% van de 60 onderzochte reservaten lijdt onder bedreigingen van landschap en biotopen rondom de reservaten. De gevolgen van deze bedreigingen dringen de reservaten binnen. De achteruitgang binnen reservaten wordt vaak veroorzaakt door ecologische veranderingen buiten de reservaten (afname bos, toename kap en toename branden). Grote reservaten zijn beter bestand tegen deze veranderingen dan kleine reservaten (Laurance et al. 2012).

De prioriteiten voor effectief natuurbeheer worden in Engeland gerangschikt volgens beter beheer van bestaande gebieden > grotere gebieden > meer gebieden > verbeteren van verbinding tussen gebieden (Lawton et al. 2012, Ovaskainen 2012). Wellicht gaat deze volgorde op in Engeland waar door meer reliëf dan in Nederland, bestaande gebieden een eigen regionale grondwaterhuishouding kunnen hebben en bovendien omgeven worden door een minder intensieve landbouw (zie Figuur 3, pag.8). In bestaande reservaten hoort natuurbeheer in een landschapsecologisch kader, met name de grondwaterhuishouding, te leiden tot veel soorten planten en dieren, inclusief Rode Lijstsoorten. Het landschapsecologisch kader is in Nederland niet altijd goed ontwikkeld. Daardoor zijn veel reservaten te klein en ondervinden de negatieve gevolgen van verdroging, vermesting, verzuring, versnippering (zie Figuren 6, pag. 10 en 7, pag. 11). Daarom is het zo moeilijk om binnen een dergelijk bestaand reservaat het beheer te verbeteren. De beheerder is in feite verhinderd optimaal te beheren door oorzaken die buiten zijn invloedssfeer vallen. Hij wordt gedwongen te dweilen met de kraan open. Daarom is de volgorde van belangrijkheid voor effectief natuurbeheer in Nederland (beginnend bij het belangrijkste):

- 1) Verwerven, dus vergroten van reservaat en ophouden met landbouw in de nieuwe delen van het reservaat. Hoe langer wordt gewacht, hoe meer kans op onomkeerbare aantasting van milieucondities en verlies van bronpopulaties. Een groot reservaat heeft de minste last van stikstofdepositie vanuit de omgeving (een groot deel komt van landbouw) en de beste mogelijkheden een eigen (grond)waterhuishouding met voldoende buffercapaciteit te realiseren. Grote reservaten herbergen grotere populaties van voorkomende soorten en een uitgebreider voedselweb. In het geval van zeerreservaten is het geen kwestie van verwerven, maar van aanwijzen en intensieve visserij aan banden leggen;
- 2) Verbeteren van milieucondities in vergrote reservaten door de nadelige erfenis van de landbouw binnen het door verwerving vergrote reservaat weg te werken: herstel buffercapaciteit in het maaiveld, nutriënten verwijderen door afplaggen/ontgronden (alleen bij afwezigheid van fosfaat in de diepere bodem), of een aantal jaren hooien;
- 3) Beheer, eventueel inclusief soorten weer inbrengen bij verbeterde milieucondities en als verbreiding van doelsoorten gering is. Als milieucondities (vaak kleine terreinen) niet zodanig verbeterd kunnen worden als nodig is voor internationale verplichtingen ten aanzien van habitats en soorten: overwegen geen kosten meer te maken voor natuurbeheer (kan wel van belang zijn voor recreatie) en energie steken in gebieden die wél kansrijk zijn als dit gelet op de internationale verplichtingen en doelen past. Niets doen leidt vaak tot bos of moeras, alle andere habitattypen zijn halfnatuurlijk en behoeven dus beheer voor hun instandhouding of herstel. Niets doen is dus een middel, het kan geen doel op zich zijn voor effectief natuurbeheer.

Vereenvoudigd weergegeven geldt: bij een grote mate van 'natuurlijkheid' (van de 21<sup>e</sup> eeuw) is weinig beheer nodig (voor het onderhoud, dus behoud van kwaliteit) en omgekeerd. Dan moet wel de nadelige menselijke erfenis worden opgeruimd die natuurlijkheid in de weg staat. Natuurlijkheid wil zeggen de geologie, reliëf, hydrologie, bodem, planten en dieren van vóór de

verstedelijking en intensieve landbouw. Dus het 'maken' van natuurlijkheid, (via inrichting, omvorming en herintroductie van biobouwers) kost geld. Bovendien is begeleidend onderzoek nodig, want we weten het vaak niet zo precies; wel de richting, niet het doel. Experimenteren door trial en error, met aanpassingen aan het beheer, lijkt de enige mogelijkheid om er achter te komen of op termijn de internationale verplichtingen en doelen worden gehaald.

Prioriteiten ten aanzien van beheer zoals hooien, beweiden, niets doen worden hieronder schematische weergegeven. In een ideaal terrein, waarin de milieucondities goed zijn met een gradiënt van droog/zandig naar nat/venig, is de kans op veel Rode Lijstsoorten het grootst wanneer een deel wordt beweide, een deel wordt gehooit en een deel aan zijn lot wordt overgelaten. De beweiding is extensief, dat wil zeggen de plantaardige productie is hoger dan wat de grazers jaarrond opeten, zodat vorming van struweel op gang kan komen (Figuur 29). De standaardkostprijs is het hoogst voor hooien, gevolgd door beweiden en niets doen. In figuur 29 zijn voor niets doen de standaardkostprijzen aangehouden voor de zich ontwikkelende bostypen. Voor niets doen zou in principe een kostprijs van € 0 kunnen worden ingevuld. De meeste soorten komen voor bij beweiden, de minste bij niets doen, sommige soorten in meer dan één beheertype. Door naast elkaar drie beheervormen uit te voeren is de soortenrijkdom van het hele terrein veel groter (30 soorten) dan wanneer werd gekozen voor één beheervorm, omdat elke beheervorm een aantal kenmerkende soorten heeft. Vergroten van het oppervlak voor één beheervorm zou het aantal soorten voor niets doen en hooien niet veel groter maken, voor beweiden neemt het sterker toe door de vele interacties tussen de verschillende niveaus in het voedselweb (met name fauna) en door variatie in de bodem door bodemverdichting en transport van nutriënten. Vergelijking van niets doen, beweiden en hooien geeft het volgende beeld (Figuur 29):

- a) Bij niets doen overheerst bos van drie typen met iets meer soorten bij gebufferd grondwater. Vooral planten- en vogelsoorten komen voor.
- b) Bij extensief beweiden komen meer soorten voor door de afwisseling van kort en ruig grasland en struweel en bos. In het natte deel komen de grazers niet veel en ontstaat bijna gesloten bos, zoals bij niets doen. Vooral planten-, vogel- en insectensoorten komen voor.
- c) Bij hooien is op de drogere delen overlap in soorten van korte vegetatie door beweiden. Vooral planten- en insectensoorten komen voor.

Beweiding in grootschalige terreinen is dus kansrijk. Dit moet echter altijd in samenhang met het verbeteren van de milieucondities en hydrologische processen worden gezien. Beweiden in zeer voedselrijke, droge gebieden bijvoorbeeld leidt tot grotere aantallen algemene soorten en maar zeer beperkt tot de vestiging van zeldzame soorten.



a) niets doen (25%)	b) beweiden (50%)	c) hooien (25%)
75 ha Dennen-, eiken- en beukenbos N15.02 € 81,60/ha totaal € 6120  1, 2, 3 3	150 ha Zand- en kalklandschap 75 ha N01.04 € 63,64/ha Droge heide 75 ha N07.01 € 168,72/ha totaal € 17427  1, 11, 12, 13, 14, 15 6	75 ha Droog schraalland N11.01 € 538,08/ha totaal € 40356  14, 15, 23 3
75 ha Rivier- en beek- begeleitend bos N14.01 € 30,37/ha totaal € 2278  4, 5, 6, 7 4	150 ha Kruiden- en faunairijk grasland N12.02 € 238,98/ha totaal € 35847  4, 16, 17, 18, 19, 20, 21 7	75 ha Vochtig schraalland N10.02 € 975,70/ha totaal € 73178  16, 24, 25, 26, 27, 28 6
75 ha Moeras (Elzenbos) N05.01 € 505,78/ha totaal € 37934  8, 9, 10 3	150 ha Rivier- en moeraslandschap N 01.03 € 108,23/ha totaal € 16235  8, 9, 22 3	75 ha Nat schraalland N10.01 € 1596,02/ha totaal € 119702  22, 29, 30 3
Totaal € 46.332/225 ha Aantal soorten 10	Totaal € 69.509/450 ha Aantal soorten 16	Totaal € 233.236/225 ha Aantal soorten 12

Figuur 29. Veronderstelde verdeling van beheertype, hun standaardkostprijs en aantal soorten (inclusief Rode Lijstsoorten) in een fictief terrein van 900 ha in negen blokken van elk 100 ha. Het terrein vertoont een gradiënt van droog, zandig (boven) naar nat, weinig (onder) met een kwelzone met gebufferd grondwater in het midden en is verdeeld in drie beheervormen: in 225 ha (25%) wordt niets gedaan, 450 ha (50%) wordt beweide en 225 ha (25%) wordt gehooit. In elk blok is aangegeven het oppervlak (ha), het beheertype volgens tabel 2, pag. 44 (type, nummer en standaardkostprijs/ha), de totale kosten en het aantal soorten (relatief ten opzicht van andere beheertypen). De standaardkostprijs (tabel 2) is het hoogst voor hooien, gevolgd door beweiden en niets doen. Bij niets doen is aangegeven wat de standaardkostprijs is voor de zich ontwikkelende bosbeheertypen. De standaardkostprijs voor Moeras lijkt te hoog bij niets doen. Bij niets doen kan ook € 0 worden ingevuld. De meeste soorten komen voor bij beweiden, de minste bij niets doen, sommige soorten in meer dan één beheertype (soorten 1, 4, 8, 9, 14, 15, 16 en 22). Door naast elkaar drie beheervormen uit te voeren is de soortenrijkdom van het hele terrein veel groter (30 soorten) dan wanneer werd gekozen voor één beheervorm, omdat elk beheervorm een aantal kenmerkende soorten heeft.

De effectiviteit van beheer voor behoud van biotopen (hooien, beweiden, plaggen) kan worden vergroot door natuurbeheer op te schalen van standplaats naar landschap, experimenten zijn nodig. Versterk de effecten van vernatten door eerst de aanvoer van (grond)water van de juiste samenstelling te waarborgen. Versterk de effecten van grote ingrepen als ontgronden door eerst na te gaan hoe diep fosfaat in de bodem zit en wat in de zaadvoorraad zit. Versterk de effecten van beweiding door eerst te verschrallen middels hooien (of ontgronden).

De populatiegrootte van (bedreigde) Rode Lijstsoorten loopt in Nederland achteruit (Fig. 6, pag. 10). Van de condities die onvoldoende zijn om de gewenste natuurkwaliteit te halen zijn oppervlakte en versnippering de belangrijkste met elk 17%, gevolgd door verdroging met 14% en vermessing met 10% (Fig. 7, pag. 11). De kwaliteit van habitats kan pas worden verbeterd als klaarblijkelijk te kleine gebieden worden vergroot. Dat is van belang voor de grootte van populaties. Daarnaast kan de regionale (grond)waterhuishouding goed worden geregeld voor natuurkwaliteit en de effecten van atmosferische depositie binnen reservaten kan worden teruggebracht door grotere afstand tot intensieve landbouw. Dus eerst deze randvoorwaarden in orde maken, om het beheer zo effectief mogelijk te laten zijn.

Conclusie voor effectiviteit van natuurbeheer: verwerven, dus vergroten van reservaat en ophouden met landbouw in de nieuwe delen van het reservaat > verbeteren van milieucondities door de nadelige erfenis van de landbouw binnen het door verwerving vergrote reservaat weg te werken > beheer in een bestaande reservaat. Binnen beheer is de volgorde van effectiviteit voor natuurbeheer beweiden > hooien > niets doen, als voor één beheervorm wordt gekozen. De combinatie van alle drie beheervormen is de beste keuze en kan beter worden gerealiseerd in een groot reservaat dan in een klein reservaat.

### *EHS en daarbuiten*

Er is een landelijke visie nodig voor de interactie tussen reservaten die vooral liggen binnen de EHS (en een minderheid buiten de EHS), bufferzones rond reservaten en de rol van houtwallen, sloten en wegbermen die meestal worden beheerd door Waterschappen en Waterstaat. Ook gemeenten spelen hierbij een rol. De gemeente Ede heeft bijvoorbeeld een bermbeheer dat goed is voor planten en ongewervelden. Dat is van belang voor soorten, maar ook visueel in het landschap.

Doordat er steeds meer kennis beschikbaar is over de rol van reliëf, grondwaterhuishouding, bodem, planten en dieren kan kritisch worden gekeken naar de EHS: streef voor kenmerkende landschappen naar zo groot mogelijk oppervlak.

Gebruik voor de optimalisatie van de EHS de Landschapsecologische kaart van Nederland ontwikkeld door Staatsbosbeheer en complementeer deze samen met andere eigenaren en leg meer de relatie tussen mesoschaal en microschaal. Leg een link met de kaart en methode om uitgaande van de Natura 2000-gebieden een EHS met grotere eenheden robuuste natuur te maken, ontwikkeld door Planbureau voor de Leefomgeving (MNP 2005). Werk aan verdere wetenschappelijke onderbouwing van de Landschapsecologische kaart van Nederland.

Ontwikkel voorbeelden van landschapsecologische benadering die efficiënt is voor het beheer van planten en dieren zonder rekening te houden met welke eigenaar het beheer voert, welke andere gebruikers van de ruimte een rol kunnen spelen en ga over de provinciegrenzen heen (mesoschaal): bijvoorbeeld Stroomdallandschap Drentsche Aa van midden Drents Plateau naar de stad Groningen; Veluwe inclusief gradiënt naar Veluwe Meer en Rijn; Utrechtse Heuvelrug met Gelderse Vallei; Het Drents-Friese Wold; Zuidwest rand van het Drents Plateau met aangrenzend laagveen, en op macroschaal de Waddenzee van Den Helder tot Nieuw Statenzijl. Het beheer ten behoeve van behoud en herstel van planten en dieren is gediend met grote landschapsecologische eenheden, waarin één beheerder met voldoende kennis het voortouw krijgt. Maak hierbij keuzes in het licht van internationale verplichtingen en doelstellingen, rekening houdend met de landschappelijke variatie die Nederland kent.

Wellicht kan voor een deel van de gebieden met weinig potenties kostbaar nu toegepast beheer worden vervangen door goedkoper beheer door spontane ontwikkeling van bossen.

Werk op nationaal niveau aan een kritische evaluatie van de EHS op macro- en mesoschaal over de provinciegrenzen heen samen met alle eigenaren en de Unie van Bosgroepen.

Vul op provinciaal niveau de kritische evaluatie van de EHS op Rijksniveau in met de hoofden van alle regionale eigenaren en de Unie van Bosgroepen. Alle eigenaren kunnen samen met provincies de omgrenzing van de EHS evalueren op kansen voor natuurontwikkeling, inclusief aanduiding voor eventuele uitruil, afstoten, onteigening en spontane bosvorming.

Stel op het lokaal niveau van microschaal door de lokale beheerders binnen de eigen organisatie prioriteiten vast voor kansrijke ontwikkelingen, bronpopulaties, niets doen. Het lokaal en provinciaal niveau dienen steeds de nationale en internationale doelen in het oog te houden.

Werk op nationaal niveau aan een kritische evaluatie van de EHS op macro- en mesoschaal over de provinciegrenzen heen samen met alle terreineigenaren en de Unie van Bosgroepen. Ontwikkel voorbeelden van landschapsecologische benadering die efficiënt is voor het beheer van planten en dieren zonder rekening te houden met welke eigenaar het beheer voert, welke andere gebruikers van de ruimte een rol kunnen spelen en ga over de provinciegrenzen heen. Het beheer ten behoeve van behoud en herstel van planten en dieren is gediend met grote landschapsecologische eenheden, waarin één beheerder met voldoende kennis het voortouw krijgt. Gebruik voor de optimalisatie van de EHS de Landschapsecologische kaart van Nederland ontwikkeld door Staatsbosbeheer en complementeer deze samen met andere eigenaren en leg meer de relatie tussen mesoschaal en microschaal. Leg een link met de kaart en methode om uitgaande van de Natura 2000-gebieden een EHS met grotere eenheden robuuste natuur te maken, ontwikkeld door Planbureau voor de Leefomgeving (MNP 2005). Werk aan verdere wetenschappelijke onderbouwing van de Landschapsecologische kaart van Nederland.

### *Ecosysteemdiensten*

Maak een goed onderbouwd systeem voor de waardering van ecosysteemdiensten, bijvoorbeeld naar analogie van de UK National Ecosystem Assessment. Kwantificeer kosten en baten van natuurbeheer en van milieubeperkingen op een schaal die groot genoeg is om ook alle kosten en baten mee te nemen. Sterke lokalisatie van besluitvorming kan ertoe leiden dat natuurbeheer altijd 'te duur' is (baten worden onvoldoende meegenomen), terwijl bijvoorbeeld ongewenste landbouwkundige ingrepen altijd zijn gewenst (kosten worden onvoldoende meegenomen). Als de overheid dit wil oplossen kan zij kiezen voor een sterkere koppeling tussen baten en lasten of door middel van subsidies te blijven bijsturen. Verblijfsrecreatie in de buurt natuurgebieden is van belang voor de streek, maar eigenaren van die gebieden worden niet financieel gewaardeerd. Een deel van de toeristenbelasting zou moeten gaan naar de eigenaren van natuurgebieden.

Zet bij kwantificeren van ecosysteemdiensten de kosten van maatregelen voor waterberging, drinkwatervoorziening, kustverdediging af tegen de effectiviteit van beheer van planten en dieren in landschapsecologische eenheden. Het ligt dan voor de hand al op de tekentafel rekening te houden met beide aspecten en een evenwicht te zoeken tussen techniek en natuur. Dat kan betekenen bijvoorbeeld minder kades rond individuele boerderijen in een waterbergingsgebied, maar meer gebruik maken van natuurlijk reliëf in het landschap en daarmee op landschappelijke schaal keuzes maken tussen waterberging met natuurfunctie en landbouw en niet beide functies stapelen op een klein oppervlak.

Kwantificeer kosten en baten van natuurbeheer en van milieubeperkingen op een schaal die groot genoeg is om ook alle kosten en baten mee te nemen. Sterke lokalisatie van besluitvorming kan ertoe leiden dat natuurbeheer altijd 'te duur' is (baten worden onvoldoende meegenomen), terwijl bijvoorbeeld ongewenste landbouwkundige ingrepen altijd zijn gewenst (kosten worden onvoldoende meegenomen). Naarmate een reservaat groter is kunnen ook gemakkelijker ecosysteemfuncties als overloopgebied voor hoog water en recreatie worden ingepast.

### *Sturing door de overheid*

Belangrijk in de effectiviteit van natuurbeheer is de sturing die de overheid geeft aan het beheer. Centraal in het beleid staat het vrijwillige karakter van veel voor natuurbeheer cruciale maatregelen. Aankopen, watermaatregelen, medewerking aan ontsnippering en maatregelen in het beheer hebben allen over het algemeen een vrijwillig karakter. Veel maatregelen waarvan bekend is dat ze nodig zijn om doelen in het natuurbeheer te bereiken worden daardoor niet uitgevoerd, of niet in de mate die nodig is. Vrijwilligheid zal vanwege de centrale rol van eigendom in het Nederlands recht, vanwege kosten en draagvlak voor beleid een belangrijke rol blijven spelen. Vergunningen, voorwaarden aan subsidies, vormen een greep uit de mogelijkheden die naast directe dwang (zoals onteigening) bestaan.

Belangrijk in de effectiviteit van natuurbeheer is de sturing die de overheid geeft aan het beheer. Veel maatregelen waarvan bekend is dat ze nodig zijn om doelen in het natuurbeheer te bereiken worden niet uitgevoerd, of niet in de mate die nodig is, omdat ze een vrijwillig karakter hebben.

### *Monitoring*

Maak het verband duidelijk tussen de 51 habitattypen uit de Habitatrichtlijn waarvoor Nederland internationale verantwoordelijkheid draagt (Janssen & Schaminée 2003) en de 47 beheertypen uit het systeem Subsidieverordening Natuur- en Landschapsbeheer SNL. Zorg dat de monitoring van vastgestelde meetdoelen voor provinciaal, landelijk en Europees beleid in de praktijk goed wordt uitgevoerd. Bepaal welk soort monitoring wordt gebruikt voor evaluatie van beleid. Laat het Centraal Bureau voor de Statistiek CBS, de Gegevensautoriteit Natuur GAN, eigenaren van natuurterreinen en landelijke en provinciale overheden gezamenlijk doel en uitgewerkte stroomlijning van monitoring ten behoeve van beheer, beleid voor Nederland en Europa daadwerkelijk uitvoeren. Dit is goed mogelijk voor terrestrische systemen. Voor water bestaat een probleem. De monitoring zou voor een deel worden gefinancierd uit het verdrogingsbeleid, maar dat is (in ieder geval tijdelijk) opgeschort. Veel gebieden herbergen meerdere beheertypen. Sommige beheertypen kunnen de kwalificatie groen, krijgen andere rood. Wat dat voor de beoordeling van een gebied betekent is niet duidelijk. Als het gebied als geheel toch voldoende wordt beoordeeld, wordt het knelpunt voor het beheertype dat rood krijgt wellicht niet weggewerkt. Stimuleer de eigenaren om zelf via een geautomatiseerd systeem, opgezet door de drie grote TBO's Staatsbosbeheer, Natuurmonumenten en de 12 provinciale Landschappen, kwaliteitscontrole uit te voeren. De Unie van Bosgroepen zou zich moeten aansluiten bij dit systeem. Maak een goede link naar de Gegevensautoriteit Natuur GAN.

Zorg dat de monitoring van vastgestelde meetdoelen voor provinciaal, landelijk en Europees beleid in de praktijk goed wordt uitgevoerd en dat ze optelbaar zijn, zodat informatie van gebied, provincie en landelijk niveau vergelijkbaar wordt. Bepaal welk soort monitoring wordt gebruikt voor evaluatie van beleid. Laat het Centraal Bureau voor de Statistiek CBS, de Gegevensautoriteit Natuur GAN, eigenaren van natuurterreinen en landelijke en provinciale overheden gezamenlijk doel en uitgewerkte stroomlijning van monitoring ten behoeve van beheer, beleid voor Nederland en Europa daadwerkelijk uitvoeren.

### *Organisatie van beheer*

De manier van werken voor behoud/herstel van de natuurkwaliteit van gebieden kan worden verbeterd:

- 1) er is samenwerking nodig tussen eigenaren en andere gebruikers van de ruimte op het niveau van landschapsecologische eenheden, inclusief gradiënten, in de planvorming en daarna in de uitvoering;
- 2) versnippering kan worden tegengegaan door uitruilen van gronden tussen eigenaren onderling, maar ook tussen eigenaren en andere gebruikers van de ruimte (uitruilen tussen drie of vier partijen kan soms gemakkelijker zijn dan tussen twee partijen);
- 3) als afronding van landschapsecologische eenheden niet mogelijk is op vrijwillige basis, is actief ingrijpen door onteigening een optie, en moet een oplossing worden gezocht voor langlopende pachtcontracten;
- 4) let bij bovenstaande procedures op de kosten: de markt speelt een rol door hoge prijzen in het westen, daarom kan een aantal van deze procedures het best in goedkope gebieden plaats vinden;
- 5) landschapsecologische begrenzing houdt niet op bij provinciegrenzen: hier ligt een belangrijke hinderpaal voor efficiënt beheer.

Voor het vergroten van de kwaliteit van landschappen, is gezien het arbeidsintensieve karakter prioritering essentieel. Om dat te kunnen doen is het van belang voor elk Nederlands landschap de potentie voor herstel van het karakteristieke halfnatuurlijke landschap in beeld te brengen. Daarbij zijn veel criteria aan de orde: grondpositie van natuurbeschermingsorganisaties, gaafheid, compleetheid, mogelijkheden tot behoud en herstel van soorten, bereidheid tot participatie van partners etc. Relevant is ook de vraag of de natuurkwaliteit van een gebied duurzaam tegen acceptabele kosten in stand gehouden kan worden.

De manier van werken voor behoud/herstel van de natuurkwaliteit van gebieden kan worden verbeterd. 1) er is samenwerking nodig tussen eigenaren en andere gebruikers van de ruimte op het niveau van landschapsecologische eenheden, inclusief gradiënten, in de planvorming en daarna in de uitvoering, 2) ga versnippering tegen door uitruilen van gronden tussen eigenaren onderling, maar ook tussen eigenaren en andere gebruikers van de ruimte, 3) als afronding van landschapsecologische eenheden niet mogelijk is op vrijwillige basis, is actief ingrijpen door onteigening een optie, 4) landschapsecologische begrenzing houdt niet op bij provinciegrenzen.

### *Kenniscentrum*

De overheid ontleent kennis aan toegepaste instituten voor beleid als Alterra, RIVM, Deltares, Imares. De beheerders van terreinen ontnemen veel kennis aan universiteiten en het Kennisnetwerk Ontwikkeling + Beheer Natuurkwaliteit (OBN). Het gevolg is dat kennis ad hoc en versnipperd wordt verzameld en niet integraal wordt benut bij het natuurbeheer en -beleid. Het is noodzakelijk om op landelijk niveau hoogwaardige kennis in de verschillende disciplines die horen bij een landschapsecologische benadering samen te brengen. Alleen op die manier ontstaat er interactie tussen de disciplines tijdens het werk. Dit initiatief heeft alleen kans van slagen, wanneer het op nationaal niveau wordt gerealiseerd, dus niet decentraal op het niveau van de provincies. Hoogwaardig betekent met raakvlakken aan nieuwe ontwikkelingen, dus op plaatsen waar onderzoek plaatsvindt met promovendi en post-docs zonder commerciële belangen: universiteiten en onderzoeksinstituten in nauwe samenwerking met beheerders en beleidsmakers. Er is nieuwe kennis nodig over handhaven of herstellen van voorwaarden voor planten en dieren. Voorbeelden zijn:

Kennishiaten over effecten van atmosferische stikstof depositie, met name op lokale schaal en op langere termijn (meer dan 40 jaar). Opvullen van hiaten door onderzoek van meerdere jaren met experimenten in biotopen waar de toevoer van stikstof uit de lucht nu erg laag is. Onderzoek naar de effecten van veranderingen in neerslagpatronen en (grond)waterhuishouding en de samenstelling van oppervlakte water als gevolg van

klimaatveranderingen op ecosystemen. Er is experimenteel werk nodig om de tegengestelde werking van afvoer van nutriënten versus afvoer van bodemorganismen en zaden bij ontgronden te evalueren. Daarnaast zijn experimenten nodig om de relatie tussen de textuur van de bodem (grof of fijn) en de mogelijkheden voor verschraving te onderzoeken. Experimenteel onderzoek naar de effecten van rotatiebeheer (één of meer jaren geen beheer afgewisseld met regulier beheer) kan belangrijke informatie opleveren over kosten en effecten van minder intensief beheer, zonder dat het beheer geheel wordt gestaakt. Wat is de rol van organismen in het voedselweb van planten en dieren in relatie tot dat van micro-organismen in terrestrische en aquatische systemen? Hierbij is speciale aandacht nodig voor de positie van biobouwers en exoten. In hoeverre zijn inzichten over het plotseling 'omslaan' van systemen en de moeilijke weg terug van belang voor het natuurbeheer? Hoe kunnen bestaande en nieuwe kennis worden gekoppeld aan ecosysteemdiensten?

Daarnaast is er behoefte aan het gebruik van databestanden in ruimte en tijd van soorten: de verbinding met de Gegevensautoriteit Natuur GAN. In relatie tot het Kenniscentrum kunnen analyses worden gedaan in opdracht van eigenaren vóórdat ingrepen worden gepland en uitgevoerd naar (grond)waterhuishouding, nutriëntenvoorraad, buffercapaciteit, (vroegere) aanwezigheid van soorten, zaadvorraad in de bodem, historie van het landschap. Als voorbeeld kan B-ware dienen. Dit bedrijf is een combinatie van zuiver wetenschappelijk en toegepast universitair onderzoek en onderwijs. Kennisontwikkeling en –uitwisseling tussen universiteit en B-ware is het uitgangspunt. Het bedrijf heeft direct toegang tot de beschikbare en nieuwe kennis van de afdeling Aquatische Ecologie en Milieubiologie van de Radboud Universiteit Nijmegen. Meerdere van dergelijke bedrijven, waaronder PGO's werken samen in Natuurplaza te Nijmegen.

De effectiviteit van natuurbeheer zou gediend zijn met nauwe samenwerking tussen het goed functionerende Kennisnetwerk Ontwikkeling + Beheer Natuurkwaliteit (OBN), GAN, en de staf van het Bosschap. Dit kan effectief wanneer de betrokkenen elkaar tegenkomen op de werkvloer, dus door samenwerking in één gebouw. Inbreng van onderzoekers van Alterra, RIVM, Deltares, Imares kan worden gerealiseerd door een aantal medewerkers voor een deel van hun werktijd te detacheren bij het beoogde Kenniscentrum.

De terreineigenaren kunnen adviezen inwinnen bij een dergelijk Kenniscentrum en relateren aan de eigen kennis van de terreinen en ervaring met ingrepen. Voor de vertaling van nieuwe kennis naar eigenaren, is een betere interactie tussen onderzoek en beheer nodig. Dit Kenniscentrum kan, naast kennisvermeerdering en kennisoverdracht ook de voorlichting over subsidieregelingen en wetgeving op het gebied van natuurbeheer geven.

OBN functioneert goed, is inmiddels een schoolvoorbeeld in Europa, maar beheerders kunnen ook stage lopen bij een onderzoeksinstituut en kennis maken met de werkvloer van nieuwe kennis. Dit leidt tot democratisering van bestaande en nieuwe kennis, zoals nu al gebeurt via [www.natuurkennis.nl](http://www.natuurkennis.nl) voor achtergronden van beheer en [www.wikinatuurbeheer.nl](http://www.wikinatuurbeheer.nl) voor praktische zaken. Voor de wisselwerking tussen beheer en onderzoek is het ook nodig ervaringen over de daadwerkelijke effecten (successen en tegenvallers), van beheerders beschikbaar te maken. Het verdient ook aanbeveling om rapporten van bijvoorbeeld PBL en Alterra toegankelijk te maken via een artikel in een tijdschrift voor beheer, onderzoek en beleid als De Levende Natuur. Dit moet leiden tot een systeem van natuurbeheer dat mede is gebaseerd op gedocumenteerde ervaringen (positieve en negatieve) van anderen. Als voorbeeld kan dienen de opzet van het Centre for Evidence-Based Conservation [www.cebc.bangor.ac.uk](http://www.cebc.bangor.ac.uk) (Sutherland et al. 2004).

De overheid ontleent kennis aan toegepaste instituten voor beleid als Alterra, RIVM, Deltares, Imares. De beheerders van terreinen ontleenen veel kennis aan universiteiten en Kennisnetwerk Ontwikkeling + Beheer Natuurkwaliteit OBN. Het gevolg is dat kennis ad hoc en versnipperd wordt verzameld en niet integraal wordt benut bij het beheer van terreinen. Er is behoefte om op landelijk niveau hoogwaardige kennis in de verschillende disciplines die horen bij een landschapsecologische benadering samen te brengen. Dit initiatief heeft alleen kans van slagen, wanneer het op nationaal niveau wordt gerealiseerd, dus niet decentraal op het niveau van de provincies.

Er is nieuwe kennis nodig over handhaven of herstellen van voorwaarden voor planten en dieren. Er zijn kennishiaten over effecten van atmosferische stikstof depositie, met name op lokale schaal en op langere termijn (meer dan 40 jaar). Er is experimenteel werk nodig om de tegengestelde werking van afvoer van nutriënten versus afvoer van bodemorganismen en zaden bij ontgronden te evalueren. Experimenteel onderzoek naar de effecten van rotatiebeheer (één of meer jaren geen beheer afgewisseld met regulier beheer) is nodig. Wat is de rol van organismen in het voedselweb van planten en dieren in relatie tot dat van micro-organismen in terrestrische en aquatische systemen (met speciale aandacht voor de positie van biobouwers en exoten)? Hoe kunnen bestaande en nieuwe kennis worden gekoppeld aan ecosysteemdiensten? Bovendien is er behoefte aan het gebruik van databestanden in ruimte en tijd van soorten: de verbinding met de Gegevensautoriteit Natuur GAN. De effectiviteit van natuurbeheer zou gediend zijn met nauwe samenwerking tussen het goed functionerende Kennisnetwerk Ontwikkeling + Beheer Natuurkwaliteit OBN, GAN, en de staf van het Bosschap. Dit kan effectief wanneer de betrokkenen elkaar tegenkomen op de werkvloer, dus door samenwerking in één gebouw. Inbreng van onderzoekers van Alterra, RIVM, Deltares, Imares kan worden gerealiseerd door een aantal medewerkers voor een deel van hun werktijd te detacheren bij het beoogde Kenniscentrum.



## 9. Antwoorden op de vraagstelling om effectiviteit te vergroten

a) Hoe effectief zijn verschillende vormen van natuurbeheer?

- 1) *In de PBL nota zijn gegevens opgenomen over de kosten van natuurbeheer. Zijn hier meer gegevens over beschikbaar (gedetailleerder, recenter, opgesplitst in bijv. beheerkosten, openstellingskosten) en zijn er gegevens over maatschappelijke kosten (kosten die andere partijen dan de beheerder moeten maken) per beheervorm?*  
Er zijn geen systematisch verzamelde gegevens die antwoord kunnen geven op deze vragen.
- 2) *Welke baten zijn er per beheervorm (bedoeld wordt grote terreinbeherende organisaties TBO's, kleine particuliere eigenaren en agrarisch natuurbeheer) te onderscheiden (biodiversiteit, natuureducatie)?*  
De baten voor diversiteit zijn voor de grote terreinbeherende organisaties > voor de vaak kleine particuliere eigenaren > voor agrarisch natuurbeheer (Kleijn 2012). Deze baten zijn groter naarmate de reservaten groter zijn en er voldoende kennis is het natuurbeheer uit te voeren met het oog op internationale verplichtingen. Vooral in grote reservaten kunnen ecosystemen zodanig worden beheerd dat daarbinnen specialistische soorten zich kunnen handhaven en voldoende grote populatieomvang kunnen krijgen. De grote terreinbeherende organisatie scoren ook het best voor educatie doordat ze de mogelijkheid hebben bezoekerscentra in te richten voor individuele bezoekers en scholen. De vaak geringe omvang van terreinen van particuliere eigenaren, maakt dat ze niet kunnen voldoen aan een aantal van de genoemde kenmerken van terreinen van de grote terreinbeherende organisaties. Het is mogelijk dat terreinen van particuliere eigenaren van belang zijn voor Natura 2000-doelen. Dat zou moeten blijken uit een overzicht van het voorkomen van deze doelen in terreinen van grote terreinbeherende organisaties en particuliere eigenaren. Dit overzicht moet een rol spelen bij het over de grenzen kijken van eigenaren van terreinen, zoals voorgesteld in antwoord op vraag 3.
- 3) *In de nota wordt een aantal opties beschreven ter verhoging van effectiviteit van natuurbeheer. Kunnen deze opties verder (aangevuld en) onderbouwd worden? Hoeveel efficiëntieverhoging leveren verschillende opties of principes (zoals opschaling van organisaties, toepassing van innovatieve technieken) op voor natuurbeheer?*  
Doordat met name grote terreinbeherende organisaties weten hoe ze moeten beheren levert natuurbeheer een grote bijdrage aan het behoud en herstel van planten en dieren. Dit effect kan worden verhoogd wanneer het beheer meer op de schaal van het landschap gaat plaatsvinden. Dat leidt tot veel mogelijkheden voor recreatie, educatie en algemene en specialistische soorten. Voor die laatste groep is de juiste (grond)waterhuishouding op mesoschaal nodig. De beheerders, inclusief specialisten op het gebied van geomorfologie, hydrologie, bodemkunde, ecologie, verschillende groepen organismen op het land, in zout en zoet water, cultuurhistorie moeten worden uitgenodigd om op landelijke schaal te bepalen waar de kansrijke gebieden op mesoschaal liggen. Hierbij moeten ze over de grenzen van hun eigen terreinen en provincies heen denken. Hierbij moeten lokale oplossingen wel worden getoetst aan nationaal en internationaal belangrijke doelen. Elke vorm van beheer, bijvoorbeeld niets doen, beweiden, hooien levert een kenmerkend systeem, daarom is vooral de combinatie in een grootschalig landschap effectief. De effectiviteit van beheer neemt toe wanneer voor elk grootschalig landschap één beherende organisatie de verantwoordelijkheid krijgt.

*b) Wat zijn de mogelijkheden om door eenmalige investeringen in gebieden structureel beheerkosten te verlagen / de effectiviteit van beheer te verhogen?*

4) *Inventarisatie bij beheerders van cases waarin grote investeringen in gebieden zijn gedaan.*

Voorbeelden van grote ingrepen laten zien dat ze effectief zijn voor planten en dieren. Ze gaan immers uit van herstel van biotopen in bestaande reservaten of creëren van nieuwe natuur in voormalige landbouwgebieden. De ingrepen zijn niet eenmalig, omdat dikwijls de successie cyclisch moet worden teruggezet naar een jonger stadium, bijvoorbeeld in verlandende petgaten. In alle gevallen zijn kosten nodig voor vervolfbeheer. Deels omdat bijvoorbeeld jaarlijks hooien goedkoper is waarmee de cyclus aanmerkelijk verlengd wordt en waardoor men een dure eenmalige ingreep als uitbaggeren minder vaak hoeft uit te voeren. Daarnaast zijn er in veel gevallen beperkingen voor specialistische soorten door afwezigheid van bronpopulaties, te weinig grondwater, grond- en oppervlaktewater van verkeerde samenstelling, fosfaat in de bodem, stikstof uit de lucht.

5) *Analyseren relatie investeringen – beheer voor verschillende typen gebieden door onafhankelijke beheerdeskundigen.*

De beheerkosten voorafgaand aan een grote ingreep waren meestal laag: er was sprake van niet (meer) beheerde natuur of van een bestaand landbouwgebied. De kosten na de ingreep zijn daardoor vrijwel altijd hoger dan die voor de ingreep. De winst zit in de toename van aantallen planten en dieren (o.a. Rode Lijstsoorten), variatie in het terrein door meer reliëf en meer dynamiek. De kosten van een ingreep zijn moeilijk te achterhalen: vaak was het terrein al eigendom van de beheerder, of vond de ingreep plaats in het kader van een groter geheel, zoals een landinrichting of overloopgebied, soms werden bij de kosten van de ingreep die van aankoop en inrichting voor recreatie meegeteld.

6) *Aangeven van de factoren die bepalen in hoeverre investeringen kunnen leiden tot verlaging van beheerkosten.*

Het huidige beheer wordt gefrustreerd door te kleine, versnipperde, verdroogde en vermeste reservaten. Om daar voor de lange termijn wat aan te doen heeft vergroting prioriteit, omdat anders natuurbeheer niet effectief genoeg is. Prioriteit geven aan beheer binnen veel huidige reservaten is dwelen met de kraan open, hetgeen leidt tot frustraties. Gezien de factoren die leiden tot achteruitgang van de kwaliteit van landschappen en de grootte van de populatieomvang (te kleine terreinen, versnippering, verdroging, vermesting), is de beste investering het vergroten van terreinen. Na deze investeringen wordt het rendement van beheerkosten groter doordat de achteruitgang van habitats en soorten waarvoor Nederland internationale verplichtingen heeft kleiner wordt.

7) *Zoeken naar kansrijke situaties om via investeringen de beheerkosten te verlagen.*

De belangrijke vraag is naar aanleiding van de constatering dat het huidige beheer wordt gefrustreerd door te kleine, versnipperde, verdroogde en vermeste reservaten, of dit voor alle landschappen en beheertypen in gelijke mate geldt. Vooral van belang is de vraag hoe de ruimtelijke verdeling is van de plaatsen waar investeringen in vergroting en inrichting van gebieden kansrijk zijn en plaatsen waar het beheer wel minder intensief kan of achterwege blijven. De vraag wordt dan waar je vergroten perse wel moet doen en waar het minder van belang is. Hiervoor is kennis van de eigenaar/beheerder nodig. Op korte termijn kan het op een zacht pitje zetten van het huidige beheer op sommige plaatsen erg nadelig zijn, op andere kan het meevallen. Ook hiervoor is kennis van de eigenaar/beheerder nodig.

In beide gevallen moet de kennis komen van de terreinbeherende organisaties en niet van achter bureaus op landelijk of provinciaal niveau. Kennis van de eigenaar/beheerder is nodig, dit soort zaken kan niet worden afgekaart voor het ene beheertype zus en het andere beheertype zo. Een dergelijke klus van het vaststellen van prioriteit voor vergroten of prioriteit voor beheer en op welke plaatsen, kan alleen zinvol geschieden door de terreinbeherende organisaties en particuliere eigenaren daarbij in te schakelen. Zij voeren uiteindelijk het beheer, kennen hun terreinen en de omgeving daarvan en worden geconfronteerd met beslissingen ten aanzien van beleid.

## **Dankwoord**

Er is dankbaar gebruik gemaakt van informatie uit gesprekken met Roel Douwes, Wouter van Steenis, Bart van Tooren, Teo Wams (Vereniging Natuurmonumenten), Piet Schipper (Staatsbosbeheer), Jelle Brandsma (Het Groninger Landschap), Sietske Rintjema (It Fryske Gea), Chris Bakker (Het Utrechts Landschap), Renée Bekker (Gegevensautoriteit Natuur), Roos Veeneklaas (Unie van Bosgroepen). Daarnaast is regelmatig overlegd met Bas van Leeuwen, Dominique Blom (Raad voor de leefomgeving en infrastructuur) en Jaap Wiertz (Planbureau voor de Leefomgeving) en David Kleijn (Alterra, Wageningen).

## Literatuur

- Aggenbach, C.J.S., Bekker, R.M., Vegter, U. & De Vries, H.J. (2009). Perspectieven voor herstel van beekdallandschappen. *De Levende Natuur* 110: 138-142.
- Baeten, L., Vanhellemont, M., Van Calster, H., Hermy, M., De Schrijver, A. & Verheyen, K. (2009). Zullen bosplantenpopulaties zich ooit vestigen in jonge bossen op voormalige landbouwgronden? *De Levende Natuur* 110: 215-219.
- Bakker, J.P. & Olff, H. (1995). Nutrient dynamics during restoration of fen meadows by hay-making without fertiliser application. In: Wheeler, B.D., Shaw, S.C., Foyt, W.J. & Robertson, R.A. (Eds.). *Restoration of Temperate Wetlands*. pp 143-166. Wiley, Chichester.
- Bakker, J.P. & Berendse, F. (1999). Constraints in the restoration of ecological diversity in grassland and heathland communities. *Trends in Ecology and Evolution* 14:63-68.
- Bakker, J.P., Elzinga, J. & De Vries, Y. (2002). Effects of long-term cutting in a grassland system: perspectives for restoration of plant communities on nutrient-poor soils. *Applied Vegetation Science* 5: 107-120.
- Bakker, J.P., Bos, D. & De Vries, Y. (2003). To graze or not to graze: that is the question. In: Wolff, W.J., Essink, K., Kellermann, A. & Van Leeuwe, M.A. (eds). *Challenges to the Wadden Sea area. Proceedings 10<sup>th</sup> International Scientific Wadden Sea Symposium*, pp.67-87. Ministry of Agriculture, Nature Management and Fisheries and Department of Marine Biology, University of Groningen.
- Bakker, J.P., De Vries, Y. & Smit, C. (2011). Het onverwacht ontstaan van een parkachtig landschap. *De Levende Natuur* 112: 185-190.
- Bakker, J.P., Van Diggelen, R., Bekker, R.M. & Marrs, R.H. (2012). Restoration of dry grasslands and heathlands. In: J. van Andel & J. Aronson (eds.), *Restoration Ecology: The New Frontier*, 2nd edition, pp. 173-188. Blackwell Publishing, Oxford.
- Bal, D., Beijer, H.M. & Hoogeveen, Y.R. (1995). *Handboek natuurdoeltypen in Nederland*. Rapport 11, Informatie- en Kenniscentrum Natuurbeheer, Wageningen.
- Balmford, A., Gaston, K.J., Blyth, S., James, A. & Kapos, V. (2003). Global variation in terrestrial conservation costs, conservation benefits, and unmet conservation needs. *Proceedings National Academy of Sciences* 100: 1046-1050.
- Bekker, R.M. (2009). 20 jaar ontgronden voor natuur op zandgronden. *De Levende Natuur* 110: 9-15.
- Bekker, R.M. & Lammerts, E.J. (2002). Groene stippen voor Rode Lijstsoorten: evaluatie van herstelmaatregelen. *De Levende Natuur* 103: 48-52.
- Bekker, R.M., Strykstra, R.J., Schaminée, J.H.J. & Hennekens, S.M. (2002). Zaadvoorraad en herintroductie: achtergronden, spectra van plantengemeenschappen en voorbeelden uit de praktijk. *Stratiotes* 24: 27-48.
- Bekker, R.M., Van den Berg, L.J.L., Strykstra, R.J. & Verhagen, R. (2005). Maaisel opbrengen: het recept voor snel herstel van heidevegetaties? *De Levende Natuur* 106: 214-218.
- Bekker, R.M. & Wallis De Vries, M.F. (2009). Dagvlinders en natuurontwikkeling: meer vlinders door ontgronding? *De Levende Natuur* 110: 28-32.
- Berendse, F. & Aerts, R. (1984). Competition between *Erica tetralix* and *Molinia caerulea* as affected by the availability of nutrients. *Acta Oecologia – Oecologia Plantarum* 5: 3-14.
- Bijlsma, R. (2006). Effecten van menselijke verstoring op grondbroedvogels van Planken Wambuis. *De Levende Natuur* 107: 191-198.
- Bobbink, R. & Willems, J.H. (1991). Impact of different cutting regimes on the performance of *Brachypodium pinnatum* in Dutch chalk grassland. *Biological Conservation* 51: 1-21.
- Bobbink, R., Tomassen, H.B.M., Weijters, M.J. & Hettelingh, J.P. (2010). Revisie en update van kritische N-depositiewaarden voor Europese natuur. *De Levende Natuur* 111: 254-258.
- Bokdam, J. & Gleichman, J.M. (2000). Effects of grazing by free-ranging cattle on vegetation dynamics in a continental north-west European heathland. *Journal of Applied Ecology* 37: 415-431.
- Bos, D., Loonen, M., Stock, M., Hofeditz, F., Van Der Graaf, S. & Bakker, J.P. (2005). Utilisation of Wadden Sea salt marshes by geese in relation to livestock grazing. *Journal for Nature Conservation* 15:1-15.
- Bossuyt, B. & Hermy, M. (2003). The potential of soil seed banks in the restoration of grassland and heathland communities. *Belgian Journal of Botany* 136: 23-34.
- De Haan, B.J., Kros, J., Bobbink, R., Van Jaarsveld, J.A., De Vries, W. & Noordwijk, H. (2008). *Ammonika in Nederland*. Rapport Planbureau voor de Leefomgeving 500125003, Bilthoven.
- Denters, T. (2012). De verspreiding en ecologische positie van Marjoleinbekje (*Chaenorhium origanifolium* (L.) Kostel) in Nederland. *Gorteria* 35: 214-225.
- De Snoo, G.R., Naus, N., Verhulst, J., Van Ruijven, J. & Schaffers, A. (2012). Long-term changes in plant diversity of grasslands under agricultural and conservation management. *Applied Vegetation Science* 15: 299-306.

- Dijkema, K.S. & Van Duin, W.E. (2012). 50 jaar monitoring van kwelderwerken. *De Levende Natuur* 113:118-122.
- Dorland, E., Bobbink, R. & Brouwer, E. (2005). Herstelbeheer in de heide: een overzicht van maatregelen in het kader van OBN. *De Levende Natuur* 106: 204-208.
- Ernst, A. (1976). Tien jaar Stroomdallandschap Drentsche A (1965-1975). *Natuur en Landschap* 30: 13-17.
- Esselink, P., Petersen, J., Arens, S., Bakker, J.P., Bunje, J., Dijkema, K.S., Hecker, N., Hellwig, A.V., Jensen, B., Kers, B., Körber, P., Lammerts, E.J., Lüerssen, G., Marencic, H., Stock, M., Veeneklaas, R.M., Vreeken, M. & Wolters, M. (2009). Salt Marshes. Thematic Report No.8. In Marencic, H. & De Vlas, J. (Eds). *Wadden Sea Quality Status Report 2009. Wadden Sea Ecosystems No. 25*. Common Wadden Sea secretariat, Trilateral Monitoring and Assessment Group, Wilhelmshaven, Germany.
- Fagan, F.C., Pywell, R.E., Bullock, J.M. & Marrs, R.H. (2010). The seed bank of English lowland calcareous grasslands along a restoration chronosequence. *Plant Ecology* 208: 199-211.
- Grootjans, A.P., Geelen, H.W.T., Jansen, A.J.M. & Lammerts, E.J. (2002a). Restoration of coastal dune slacks in the Netherlands. *Hydrobiologia* 478: 181-203.
- Grootjans, A.P., Bakker, J.P., Jansen, A.J.M. & Kemmers, R.H. (2002b). Restoration of brook valley meadows in the Netherlands. *Hydrobiologia* 478: 149-170.
- Hobbs, R.J., Arico, A., Aronson, J., Baron, J.S., Bridgewater, P., Cramer, V.A., Epstein, P.R., Ewell, J.J., Klink, C.A., Lugo, A.E., Norton, D., Ojima, D., Richardson, D.M., Sanderson, E.W., Valdras, F., Vila, M., Zamora, R. & Zobel, M. (2006). Novel ecosystems : theoretical and management aspects of the new ecological world order. *Global Ecology and Biogeography* 15: 1-7.
- Honnay, O. (2010). Ecoducten : wondermiddel of pleister op een houten been? *Natuur.focus* 9 : 71-75.
- Jansen, A.J.M., Grootjans, A.P. & Jalink, M.H. (2000). Hydrology of Dutch *Cirsio-Molinietum* meadows: Prospects for restoration. *Applied Vegetation Science* 3: 51-64.
- Jansen, A.J.M., Bekker, R.M., Bobbink, R., Bouwman, J.H., Loeb, R., Van Dobben, H.F., Van Duinen, G.A. & Wallis De Vries, M.F. (2010). De effectiviteit van de regeling Effect Gerichte Maatregelen (EGM) voor Rode Lijstsoorten. De tweede Rode Lijst met Groene Stip voor vaatplanten en enkele diergroepen in Nederland. Rapport Unie van Bosgroepen. Directie Kennis en Innovatie Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit. 222 pp.
- Janssen, J.A.M. & Schaminée, J.H.J. (2003). Europese Natuur in Nederland. Habitattypen. KNNV Uitgeverij, Utrecht.
- Janssens, F., Peeters, A., Tallowin, J.B.R., Smith, R.E.N., Bakker, J.P., Bekker, R.M., Fillat, F. & Oomes, M.J.M. (1998). Relationship between soil chemical factors and grassland diversity. *Plant and Soil* 202:69-78.
- Jones, M.L.M., Wallace, H.L., Norris, D., Brittain, S.A., Haria, S., Jones, R.E., Rhind, P.M., Reynolds, B.R. & Emmett, B.A. (2004). Changes in vegetation and soil characteristics in coastal sand dunes along a gradient of atmospheric nitrogen deposition. *Plant Biology* 6: 598-605.
- Kardol, P., Van der Wal, A., Bezemer, T.M., De Boer, W., Duyts, H., Holtkamp, R. & Van der Putten, W.H.. (2008). Restoration of species-rich grasslands on ex-arable land: seed addition outweighs soil fertility reduction. *Biological Conservation* 141: 2208-2217.
- Kardol, P., Van der Wal, A., Bezemer, T.M., De Boer, W. & Van der Putten, W.H. (2009). Ontgronden en bodembeestjes: geen gelukkige combinatie. *De Levende Natuur* 110: 57-61.
- Kemmers, R.H., Grootjans, A.P., Bakker, M., Baaijens, G.J., Nijp, J. & Van Dijk, G. (2007). Leidt bevoeiing van schraallanden tot eutrofiëring? *De Levende Natuur* 108: 127-131.
- Ketner-Oostra, R. & Sykora, K.V. (2012). Effect van overstuiving op korstmosrijke duinen op Terschelling. *De Levende Natuur* 113: 167-173.
- Kiehl, K., Kirmer, A., Donath, T.W., Rasran, L & Hölzel, N. (2010). Species introduction in restoration projects – Evaluation of different techniques for the establishment of semi-natural grasslands in Central and Northwestern Europe. *Basic and Applied Ecology* 11: 285-299.
- Kleijn, D. (2012). De effectiviteit van agrarisch natuurbeheer. RLI-PBL
- Kleijn, D., Bekker, R.M., Bobbink, R., De Graaf, M.C.C. & Roelofs, J.G.M. (2008). In search for key biogeochemical factors affecting plant species persistence in heathland and acidic grasslands: a comparison of common and rare species. *Journal of Applied Ecology* 45: 680-687.
- Kleijn, D., Schekkerman, H., Dimmers, W.J., Van Kats, R.J.M., Melman, T.C.P. & Teunissen, W.A. (2010). Adverse effects of agricultural intensification and climate change on breeding habitat quality of Black-tailed godwits *Limosa limosa* in the Netherlands. *Ibis* 152: 475-486.
- Klimkowska, A., van Diggelen, R., Bakker, J.P. & Grootjans, A.P. (2007). Wet meadow restoration in Western Europe: A quantitative assessment of the effectiveness of several techniques. *Biological Conservation* 140: 318-328.
- Koelewijn, H.P. & Kuiters, A.T. (2011). Genetica in het natuurbeheer: een onderschat werkinstrument. *De Levende Natuur* 112: 49-54.

- Kooijman, A.M., Van Hinsberg, A., Noordwijk, H., Van Til, M. & Cusell, C. (2010). Stykstofdepositie in kalkrijke en kalkarme duinen: gaat het wel zo goed? *De Levende Natuur* 111: 166-170.
- Kros, J., De Haan, B.J., Bobbink, R., Van Jaarsveld, J.A., Roelofs, J.C.M. & De Vries, W. (2008). Effecten van ammoniak op de Nederlandse natuur. Achtergrondrapport. Alterra-rapport 1698, Wageningen.
- Lamers, L.P.M., Roelofs, G.J.M., Lucassen, E.C.H.E.T., Tomassen, H.B.M. & Smolders, A.J.P. (2009). 'Verpitruissing' bij natuurontwikkeling: voorkomen is beter dan genezen. *De Levende Natuur* 110: 43-46.
- Lamers, L.P.M., Verberk, W.C.E.P., Schouwenaars, J., Klinge, M., Rip, W.J., Verhoeven, J.T.A. & Kooijman, G. (2009). Laagveenherstel: soorten turven of het landschap boetsen? *De Levende Natuur* 110: 153-157.
- Lammerts, E.J., Nijssen, M., Grootjans, A.P., Kooijman, A.M. & Oost, A.P. (2009). Het belang van ruimte- en tijdschalen voor ecologisch herstel van het kustlandschap. *De Levende Natuur* 110: 158-166.
- Laurance, W.F., Useche, D.C., Rendeiro, J. et al. (2012). Averting biodiversity collapse in tropical forest protected areas. *Nature* doi:10.1038/nature11318.
- Lawton, J.H., Brotherton, N.M., Brown, V.K., Elphick, C., Fitter, A.H., Forshaw, J., Haddow, R.W., Hilborne, G.R., Leafe, R.N., Mace, G.M., Southgate, M.P., Sutherland, W.J., Tew, T.E., Varley, J. & Wynne, G.R. (2010). Making space for nature: A review of England's wildlife sites and ecological network. Report Department of Food and Rural Affairs DEFRA.
- Londo, G. (1997). *Natuurontwikkeling*. Bakuys Publishers, Leiden.
- Londo, G., 2002. Does *Rhytiadelphus squarrosus* (Hedw.) Warnst. increase in the Netherlands? *Lindbergia* 27: 29-36.
- Mandema, F.S., Tinbergen, J.M., Ens, B.J., Koffijberg, K., Dijkema, K.S. & Bakker, J.P. (2012). Livestock grazing and breeding bird numbers on marshes along the mainland coast of the Wadden Sea. Bird Conservation International (aangeboden).
- Melman, T.C.P. & Van der Heide, C.M. (2011). Ecosysteemdiensten in Nederland: verkenning, betekenis en perspectieven. Achtergrondrapport bij Natuurverkenning 2011. Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu rapport 111, Wageningen.
- MNP (2005). Optimalisatie Ecologische Hoofdstructuur. Milieu- en Natuurplanbureau, Bilthoven.
- MNP (2007). Ecologische evaluatie regelingen voor natuurbeheer – Programma Beheer en Staatsbosbeheer 2000-2006. Milieu- en Natuurplanbureau, Bilthoven.
- Mouissie, A.M. (2005). Grote grazers als grote zaaiers in heidegebieden. *De Levende Natuur* 106: 218-221.
- Natuurmonumenten, Staatsbosbeheer, Landschap Overijssel & Ministerie van Defensie (2011). Evaluatie hoogveengebieden in Nederland, 's-Gravenhage.
- Nijland, R. (2012). Bosschap voor de bijl. *De Levende Natuur* 113 : 2-3.
- OBN (2012). Kennisnetwerk O+BN – Samenwerkingsverband voor kennis, beheer en beleid in bos en natuur – 2011. Het Bosschap, Driebergen.
- Öckinger, E., Hammarstedt, O., Nilsson, S.G. & Smith, H.G. (2006). The relationship between local extinction of grassland butterflies and increased soil nitrogen levels. *Biological Conservation* 128: 564-73.
- Oloff, H., De Leeuw, J., Bakker, J.P., Platerink, R.J., Van Wijnen, H.J. & De Munck, W. (1997). Vegetation succession and herbivory on a salt marsh: changes induced by sea level rise and silt deposition along an elevational gradient. *Journal of Ecology* 85: 799-814.
- Oloff, H., Vera, F.M., Bokdam, J., Bakker, E.S., Gleichman, J.M., De Maeyer, K. & Smit, R. (1999). Shifting mosaics in grazed woodlands driven by alternation of plant facilitation and competition. *Plant Biology* 1: 127-137.
- Oomes, M.J.M., Oloff, H. & Altena, H.J. (1996) Effects of vegetation management and raising the water table on nutrient dynamics and vegetation change in wet grassland. *Journal of Applied Ecology* 33: 576-588.
- PBL (2010). Wegen naar een nieuw natuurbeleid: een bijdrage voor discussie. Planbureau voor de Leefomgeving, Den Haag.
- Ostermann, O.P. (1998). The need for management of nature conservation sites designed under Natura 2000. *Journal of Applied Ecology* 35: 968-973.
- Ovaskainen, O. (2012). Strategies for improving biodiversity conservation in the Netherlands: enlarging conservation areas vs. constructing ecological corridors. RLI-PBL.
- Ozinga, W.A., Römermann, C., Bekker, R.M., Tamis, W.L.M., Prinzing, A., Schaminée, J.H.J., Hennekens, S.M., Thompson, K., Poschlod, P., Kleyer, M., Bakker, J.P. & Van Groenendael, J.M. (2009). Dispersal failure contributes to plant losses in NW Europe. *Ecology Letters* 12: 66-74.



- PBL (2011). Herijking van de Ecologische Hoofdstructuur – Quick Scan van varianten. Planbureau voor de Leefomgeving, Den Haag.
- Piersma, T & Olff, H. (2010). De Nederlandse biodiversiteit is met verder polderen niet te herstellen. *De Levende Natuur* 111: 238-242.
- Poschlod, P. & Wallis De Vries, M.F. (2002). The historical and socioeconomic perspectives of calcareous grasslands – lessons from the distant and recent past. *Biological Conservation* 104: 361-376.
- Radchuk, V., Wallis De Vries, M.F. & Schtickzelle, N. (2012). Spatially and financially explicit population viability of *Maculinea alcon* in the Netherlands. *PLoS ONE* 7: e38684
- Reemer, M., Krekels, R.F.M. & Van Hoof, P.H. (2005). Hoe de Zadel sprinkhaan in het zadel te houden? *De Levende Natuur* 196: 235-237.
- Reitalu, T., Purschke, O., Johansson, L.J., Hall, K., Sykes, M.T. & Prentice, H.C. (2012). Responses of grassland species richness to local and landscape factors depend on spatial scale and habitat specialization. *Journal of Vegetation Science* 23: 41-51.
- Sanders, M.E. (2012). Bijdrage particuliere grondeigenaren aan de realisatie van de Ecologische Hoofdstructuur. *De Levende Natuur* 113: 210-213.
- Saris, F., Vergeer, J.W., Hustings, F. & Van Turnhout, C. (2002). Volkstelling onder broedvogels biedt gevarieerd beeld. *De Levende Natuur* 103: 196-205.
- Schaminée, J.H.J. & Janssen, J.A.M. (2009). Europese Natuur in Nederland. Zee en kust – Natura 2000-gebieden. KNNV Uitgeverij, Utrecht.
- Schaminée, J.H.J. & Janssen, J.A.M. (2009). Europese Natuur in Nederland. Laag Nederland – Natura 2000-gebieden. KNNV Uitgeverij, Utrecht.
- Schaminée, J.H.J. & Janssen, J.A.M. (2009). Europese Natuur in Nederland. Hoog Nederland – Natura 2000-gebieden. KNNV Uitgeverij, Utrecht.
- Schipper, P. & Siebel, H.N. (red.) (2009). Index Natuur en Landschap (versie 15 juni 2009); Beschrijving onderdeel natuurbeheer. Staatsbosbeheer, Natuurmonumenten, De Landschappen, Unie van Bosgroepen, Federatie Particulier Grondbezit, Dienst Vastgoed domeinen. Driebergen/s-Graveland.
- Schipper, P.C., Harkema, E. & Takman, E. (2010). Landschapecologische kaart van Nederland, op basis van abiotische kenmerken. Staatsbosbeheer, Driebergen.
- Schrama, M.J.J. (2012). The assembly of a saltmarsh ecosystem – The interplay of green and brown webs. Dissertatie Rijksuniversiteit Groningen, Groningen.
- Schrama, M.J.J., Veen, G.F., Bakker, E.S., Ruifrok, J.L., Van Wijnen, H.J., Bakker, J.P. & Olff, H. (2012). An integrated framework to explain nutrient mineralization in grazed ecosystems. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution & Systematics* (revisie).
- Sierdsema, H. & Bonte, D. (2002). Duinstruwelen en samenstelling broedvogelbevolking: meer vogels, minder kwaliteit. *De Levende Natuur* 103: 88-93.
- Smolders, A.J.P., Lucassen, E.C.H.E.T., Van Mullekom, M., Tomassen, H.B.M. & Brouwer, E. (2009). Ontgronden op voormalige landbouwgronden: doeltreffend, maar ook toereikend? *De Levende Natuur* 110: 33-38.
- Spek, T. (2004). Het Drentse esdorpenlandschap – Een historisch-geografische studie. Stichting Matrijs, Utrecht.
- Stevens, C.J., Dupré, C., Dorland, E., Gaudnik, C., Gowing, D.J.G., Bleeker, A., Diekmann, M., Alard, D., Bobbink, R., Fowler, D., Corcket, E., Owen Mountford, J., Vandvik, V., Aarrestad, P.A., Muller, S. & Dise, N.B. (2010). Nitrogen deposition threatens species richness of grasslands across Europe. *Environmental Pollution* 158: 2940-2945.
- Stichting Het Groninger Landschap (2011). Themanummer Begrazing. *Golden Raand* 27: 6-7.
- Strykstra, R.J., Grootjans, A.P., Ter Heerdt, G.N.J. & Pegtel, D.M. (1998). A multidisciplinary evaluation of restoration measures in a degraded fen meadow (*Cirsio-Molinietum*). *Applied Vegetation Science* 1: 115-130.
- Stumpel, A.H.P. (2005). Heidebeheer moet anders voor reptielen. *De Levende Natuur* 106:229-231.
- Sutherland, W.A., Pullin, A.S., Dolman, P.M. & Knight, T.M. (2004) The need for evidence-based conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 19: 305-308.
- Tallowin, J.R.B. & Smith, R.E.N. (2001). Restoration of a *Cirsio-Molinietum* fen meadow on an agriculturally improved pasture. *Restoration Ecology* 9: 167-178.
- Ter Heerdt, G.N.J., Schutter, A. & Bakker, J.P. (1997). Kiemkrachtig heidezaad in de bodem van ontgonnen heidevelden. *De Levende Natuur* 98:142-146.
- Tiikka, P.M., Heikkilä, T., Heiskanen, M. & Kuitunen, M. (2001) The role of competition and rarity in the restoration of a dry grassland in Finland. *Applied Vegetation Science* 4: 139-146.
- UK National Ecosystem Assessment (2011). The UK National Ecosystem Assessment: Synthesis of the Key Findings. UNEP-WCMC, Cambridge.

- Van der Heide, T., Weerman, E.J. & Olf, H. (2012). Waddensleutels: Mosselbanken en andere biobouwers aan de basis voor een gezonde Waddenzee? *De Levende Natuur* 113: 101-106.
- Van Andel, J. & Aronson, J. (eds.) (2012). *Restoration Ecology: The New Frontier*, 2nd edition. Blackwell Publishing, Oxford. 381 pp.
- Van der Eijk, A. (2012) Opportunisten arriveren als eerste. *Golden Raand* 28 (2): 23-25.
- Van der Ploeg, N. (2007). *Catalogus natuur, landschap en recreatie – in ontwikkeling- Staatsbosbeheer, Natuurmonumenten, De Landschappen, Unie van Bosgroepen, Federatie Particulier Grondbezit, Driebergen/'s-Graveland.*
- Van der Wal, A., De Boer, W., Lubber, I.M. & Van Veen, J.A. (2007). Concentration and vertical distribution of total soil phosphorus in relation to time of abandonment of arable fields. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 79: 73-79.
- Van der Wal, A. & De Boer, W. (2008). Snel herstel van heide op voormalige landbouwgrond mogelijk? *De Levende Natuur* 109: 150-152.
- Van Dobben, H.F. & Van Hinsberg, A. (2008). Overzicht van kritische depositiewaarden voor stikstof, toegepast op habitattypen en Natura 2000-gebieden. Alterra rapport 1654. Alterra, Wageningen.
- Van Duinen, G.A., Brouwer, E., Jansen, A.J.M., Roelofs, J.G.M. & Schouten, M.G.C. (2009). Van hoogveen – en venherstel naar herstel van een 'compleet' nat zandlandschap. *De Levende Natuur* 110: 118-123.
- Van Duren, I.C., Strykstra, R.J., Grootjans, A.P., Ter Heerdt, G.N.J. & Pegtel, D.M. (1998). A multidisciplinary evaluation of restoration measures in a degraded fen meadow (*Cirsio-Molinietum*). *Applied Vegetation Science* 1: 115-130.
- Van Eerden, M., Zijlstra, M., Van Roomen, M. & Timmerman, A. (1996). The response of Anatidae to changes in agricultural practice: long-term shifts in the carrying capacity of wintering waterfowl. *Gibier Faune Sauvage* 13: 681-706.
- Van Katwijk, M.M. (2012). Zeegras in de Waddenzee. *De Levende Natuur* 113: 107-109.
- Van Montfort, A.C.P., Schipper, P.C., Schouten, M.G.C. & Takman, E. (2011). Duurzaam beheer volgens SBB. *Landschap* 28: 81-87.
- Van Til, M., Ketner, P. & Provoost, S. (2002). Duinstruwelen in opmars. *De Levende Natuur* 103: 74-77.
- Van Uytvanck, J. (2011). Grote grazers sturen de ontwikkeling van nieuwe boslandschappen op voormalige landbouwgronden. *De Levende Natuur* 112: 132-137.
- Veen, P., Jefferson, R., De Smidt, J.T. & Van der Straaten, J. (2009). *Grasslands in Europe of High Nature Value*. KNNV Publishing, Zeist.
- Veeneklaas, R.M., Dijkema, K.S., Hecker, N. & Bakker, J.P. (2012). Spatio-temporal dynamics of the invasive salt-marsh plant species *Elytrigia atherica* on natural salt marshes. *Applied Vegetation Science* (in druk).
- Verberk, W.C.E.P., Grootjans, A.P. & Jansen, A.J.M. (2009). Natuurherstel: van standplaats naar landschap. *De Levende Natuur* 110: 105-110.
- Verberk, W.C.E.P., Helmer, W., Sykora, K.V., Leuven, R.S.E.W., Saris, F.J.A., Wolfert, H.P. & Hekhuis, H. (2009). Kansen voor verder herstel van het rivierenlandschap. *De Levende Natuur* 110: 148-152.
- Verhagen, R., Klooker, J., Bakker, J.P. & Van Diggelen, R. (2001). Restoration success of low-production plant communities on former agricultural soils after top soil removal. *Applied Vegetation Science* 4: 75-82.
- Verhagen, R. & Van Diggelen, R. (2006). Spatial variation in atmospheric nitrogen deposition on low canopy vegetation. *Environmental Pollution* 44: 826-832.
- Waalkens, H.E. (2012). Waddengoud is voelen, proeven en ruiken. *Waddenbulletin* 47 (2): 36-37.
- Wallis De Vries, M.F. (2012). *Metamorfose – Vlinders in een veranderend landschap*. Oratie, Wageningen Universiteit.
- Wallis De Vries, M.F. & Ens, H. (2010). Effects of habitat quality and isolation on the colonization of restored heathlands by butterflies. *Restoration Ecology* 18: 390-398.
- Wiertz, J., Sanders, M. & Kranendonk, J.M. (2007). *Ecologische evaluatie regelingen voor natuurbeheer. Programma Beheer en Staatsbosbeheer 2000-2006*. Milieu- en Natuurplanbureau, Bilthoven.
- Wiertz, J. & Sanders, M. (2012). (Kosten)effectiviteit van natuurbeheer. Notitie voor Raad voor de leefomgeving en infrastructuur. Planbureau voor de Leefomgeving, Den Haag.
- Witte, J.P.M., Runhaar, J., Van Ek, R., Van den Hoek, D.C.J., Bartholomeus, R.P., Batelaan, O., Van Bodegom, P.M., Wassink, M.J. & Van der Zee, S.E.A.T.M. (2012). An ecohydrological sketch of climate change impacts on water and natural ecosystems for the Netherlands: bridging the gap between science and society. *Hydrology and Earth System Sciences* 9: 6311-6344.
- Wolters, M., Garbutt, A. & Bakker, J.P. (2005). Salt-marsh restoration: evaluating the success of de-embankments in north-west Europe. *Biological Conservation* 123: 249-268.